



Universidade de Évora

&

Instituto Superior de Agronomia – U.T.L.



## **Efeitos da composição e estrutura do estrato arbustivo na diversidade vegetal e na regeneração/sobrevivência de sobreiro em sistema de montado**

**Ana Teresa Figueira**

Orientação Científica:

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Doutora Margarida Vaz

Co-Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Doutora Maria Paula Simões

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Évora, 2012



Universidade de Évora

&

Instituto Superior de Agronomia – U.T.L.



## **Efeitos da composição e estrutura do estrato arbustivo na diversidade vegetal e na regeneração/sobrevivência de sobreiro em sistema de montado**

**Ana Teresa Figueira**

Licenciada em Biologia

Dissertação apresentada à Universidade de Évora para obtenção do grau de Mestre em  
Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Orientação Científica:

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Doutora Margarida Vaz

Co-Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Doutora Maria Paula Simões

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Évora, 2012



## Agradecimentos

Um agradecimento especial às professoras Margarida Vaz e Maria Paula Simões pela disponibilidade que apresentaram para a orientação deste trabalho, desde o aconselhamento nas metodologias de/no campo ao apoio prestado ao longo do desenvolvimento da dissertação.

Merece particular destaque o apoio prestado pelo ICAAM, entidade que financiou todo o material utilizado neste trabalho no âmbito de um projeto de investigação designado “ICAAM10 - Efeitos dos fatores de stress bióticos e abióticos na fisiologia de *Quercus suber* L.”, cuja investigadora responsável é a Professora Doutora Margarida Vaz, membro do Departamento de Biologia da Universidade de Évora.

Muito obrigado a todos os elementos do Laboratório de Botânica e do Laboratório de Fisiologia Vegetal da Universidade de Évora que sempre se mostraram disponíveis em ajudar a preparar o material de campo, nomeadamente ao Professor Renato Coelho, à Bia, ao Manuel e ainda ao Peter Surový e à Cati Dinis por partilharem algum do seu tempo e conhecimentos metodológicos.

A todos os que ajudaram no extenso trabalho de campo, e que não se importaram de trocar a cama quentinha pelo frio do campo, em muitas madrugadas em que nos levantámos às 05h00m, principalmente ao Luís e à minha irmã, Helena, muito obrigada. Sem eles não teria conseguido, especialmente sem o Luís, que me acompanhou e apoiou em todo este percurso.

Finalmente, quero agradecer aos meus pais que me incentivaram a entrar neste projeto e sempre me apoiaram.

## Índice de conteúdos

<b>Resumo e palavras-chave</b> .....	II
<b>Abstract and key-words</b> .....	III
<b>Índice de figuras</b> .....	IV
<b>Índice de tabelas</b> .....	VIII
<b>Índice de anexos</b> .....	X
<b>1. Introdução</b> .....	1
<b>2. Material e Métodos</b> .....	5
2.1. Caracterização do local de estudo .....	5
2.1.1. Localização .....	5
2.1.2. Clima .....	5
2.1.3. Litologia e solos .....	7
2.1.4. Vegetação .....	9
2.1.5. Instalação do ensaio .....	10
2.2. Amostragens e medições .....	12
2.2.1. Dados meteorológicos do período de estudo .....	12
2.2.2. Delimitação das parcelas de estudo e estimativa da percentagem de cobertura verde .....	13
2.2.3. Inventariação da vegetação .....	13
2.2.4. Inventariação de sobreiros jovens .....	14
2.2.4.1. Classes etárias .....	15
2.2.4.2. <i>Microsite</i> .....	15
2.2.5. Indicadores fisiológicos de secura - Potencial hídrico foliar e Densidade de fluxo de seiva .....	15
2.2.5.1. Selecção de sobreiros e periodicidade das medições .....	15
2.2.5.2. Potencial hídrico foliar .....	17
2.2.5.3. Densidade de fluxo de seiva .....	17
2.3. Análise de dados e tratamento estatístico .....	19
<b>3. Resultados</b> .....	21
3.1. Área total e cobertura verde das parcelas de estudo .....	21
3.2. Vegetação lenhosa .....	21
3.3. Vegetação herbácea .....	25

3.4. Regeneração de sobreiros .....	33
3.5. Fatores ambientais .....	35
3.6. Potencial hídrico foliar .....	37
3.7. Densidade de Fluxo de Seiva .....	39
<b>4. Discussão .....</b>	<b>48</b>
4.1 Vegetação arbustiva e sua influência na vegetação herbácea .....	48
4.2 Influência do estrato arbustivo na regeneração de sobreiro .....	51
4.3 Potencial hídrico foliar e densidade de fluxo de seiva .....	54
<b>5. Conclusões e Considerações finais .....</b>	<b>56</b>
<b>6. Referências Bibliográficas .....</b>	<b>57</b>
<b>Anexos .....</b>	<b>70</b>

## Resumo

A ausência de regeneração natural de sobreiros (*Quercus suber* L.) tem-se verificado na região mediterrânica. Embora as plantas no sistema de montado estejam adaptadas à secura, o previsível aumento da severidade poderá comprometer a sua capacidade de tolerância.

Para perceber as condições (de disponibilidade de luz junto ao solo e de disponibilidade de água no solo) que o estrato arbustivo pode oferecer a estas plantas, avaliou-se a regeneração natural de sobreiros e a biodiversidade vegetal em três situações distintas: uma área vedada com mato alto denso (MAD), uma área vedada com mato baixo denso (MBD) e uma área não vedada com mato baixo esparsos (MBE). Avaliaram-se também o fluxo de seiva e o potencial hídrico foliar de sobreiros jovens em presença e ausência de arbustos.

Verificou-se maior regeneração em MBD do que em MBE e ausência de regeneração em MAD. Os sobreiros jovens apresentaram melhores condições fisiológicas (valores de potencial hídrico base e de densidade de fluxo de seiva mais elevados) em ausência de arbustos. A biodiversidade vegetal foi maior em MBE, do que em MBD e MAD.

**Palavras- chave:** Arbustos, Biodiversidade vegetal, Défice hídrico, Fluxo de seiva, Montado, Potencial hídrico foliar, *Quercus suber* L., Regeneração.

## **Effects of shrub composition and structure on plant diversity and cork oak regeneration/survival in *montado* system**

### **Abstract**

The lack of natural cork oak (*Quercus suber* L.) regeneration of has been observed throughout the Mediterranean. Although the plants in the *montado* system are well adapted to drought, the likely increase in severity may compromise their tolerance ability.

To understand the conditions (light availability at ground level and soil water availability) offered to these plants by shrub patches that, we evaluated the cork oak natural regeneration and plant biodiversity in three different areas: a fenced area with high and dense shrubs (MAD), a fenced area with low and dense shrubs (MBD), and an open area with and sparse shrubs (MBE). We also evaluated the sapflow and leaf water potential of young cork oak trees in both shrub presence and absence.

There was greater cork oak regeneration in MBD than in MBE and lack of regeneration in MAD. The young cork oaks showed better physiological conditions (higher water potential and sapflow density values) in the absence than in the presence of shrubs. Plant biodiversity was higher in MBE than in MBD and MAD.

**Key-words:** Shrubs, Plant biodiversity, Water deficit, Sapflow, *Montado*, Leaf water potencial, *Quercus suber* L., Regeneration.



## Índice de figuras

<b>Figura 2.1.1.</b> Localização e limites da Herdade da Mitra .....	5
<b>Figura 2.1.2.</b> Gráfico termopluviométrico para Évora com as médias mensais de 30 anos (1971- 2000) da temperatura média do ar e da precipitação bruta (IMP, 2011) .....	7
<b>Figura 2.1.3.</b> Localização da Herdade da Mitra na Carta Geológica de Portugal, Folha 40-A, Évora, 1:50 000 (IGC, 1969) .....	8
<b>Figura 2.1.4.</b> Localização da Herdade da Mitra na Carta de Solos, Folha 40-A, Évora, 1:50 000 (SROA, 1969) .....	9
<b>Figura 2.1.5.</b> Mapa do local de estudo mostrando a localização das áreas (Área 1- vedada e Área 2- não vedada) e parcelas de amostragem: MAD (Mato Alto Denso) com as parcelas MAD-A1P1, MAD-A1P2 e MAD-A1P3; MBD (Mato Baixo Denso) com as parcelas MBD-A1P1, MBD-A1P2 e MBD-A1P3 e MBE (Mato Baixo Esparso) MBE-A1P1, MBE-A1P2 e MBE-A1P3 .....	11
<b>Figura 2.2.1.</b> Valores diários da precipitação (P) e da temperatura média do ar (T), de Agosto a Outubro de 2011 .....	12
<b>Figura 2.2.2.</b> Valores mensais da temperatura média do ar (A) e precipitação acumulada (B) de Agosto a Outubro, no período 1971-2000 e em 2011 .....	13
<b>Figura 2.2.5.3.</b> Configuração do método de Granier para medição do fluxo de seiva (adaptado de <a href="http://www.PlantSensors.com">www.PlantSensors.com</a> ) .....	18
<b>Figura 3.2.1.</b> Valores médios da densidade (número de indivíduos por m <sup>2</sup> ) e da percentagem de cobertura de arbustos nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA <i>one-way</i> , seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,001$ ) .....	21
<b>Figura 3.2.2.</b> Proporções médias das diferentes famílias de lenhosas, com pelo menos 0,5 de densidade relativa, em pelo menos uma das áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso) .....	22
<b>Figura 3.2.3.</b> Cobertura média dos diferentes tipos fisionómicos de lenhosas nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso) .....	23

**Figura 3.2.4.** Valores médios da densidade (número de indivíduos por m<sup>2</sup>) de arbustos por classes de altura ( $\leq 40$  cm, 40-80 cm e  $\geq 80$  cm) nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) .....24

**Figura 3.3.1.** Valores médios da percentagem de cobertura das principais famílias, com pelo menos 0,5 % de cobertura em pelo menos uma das área de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) .....25

**Figura 3.3.2.** Cobertura média dos diferentes tipos fisionómicos de herbáceas nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso) .....26

**Figura 3.3.3.** Riqueza específica média nos três locais de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) .....27

**Figura 3.3.4.** Valores médios do índice de diversidade de Shannon nos três locais de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) .....27

**Figura 3.3.5.** Valores médios da equitabilidade nos três locais de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) .....28

**Figura 3.3.6.** Diagrama da análise não-métrica de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) baseada na composição e abundância das espécies das áreas amostradas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). O *stress value* indica o grau de ajustamento de todos os pontos em duas dimensões .....28

**Figura 3.3.7.** Diagrama da análise não-métrica de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) baseada na composição e abundância das espécies das áreas amostradas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). O *stress value* indica o grau de ajustamento de todos os pontos em três dimensões .....29

<b>Figura 3.4.1.</b> Densidade de sobreiros ( $n^{\circ}$ de indivíduos $m^{-2}$ ) e % de cobertura arbustiva nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esperso). ANOVA one-way, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,001$ ) .....	33
<b>Figura 3.4.2.</b> Densidade de sobreiros por classes etárias ( $n^{\circ}$ de indivíduos por $m^2$ ) (Plântulas: Diâmetro da base (DB) inferior a 1 cm e altura (h) inferior a 10 cm; Juvenis: diâmetro da base entre 1 e 5 cm, divididos em: Juvenis-30: $h<30$ cm; Juvenis 130: $30<h<130$ cm). Testes $t$ para determinação de diferenças entre as parcelas. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,05$ ) .....	34
<b>Figura 3.4.3.</b> Densidade de sobreiros por <i>microsite</i> ( $n^{\circ}$ de indivíduos por $m^2$ ) (SCS - Sob Copa de Árvore (sobreiro), SCA - Sob Copa de Arbusto, ZA – Zona Aberta, ZR – Zona Rochosa). As barras representam o erro padrão da média. Testes $t$ para determinação de diferenças entre as parcelas. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,05$ ) .....	35
<b>Figura 3.5.1.</b> Variação da radiação solar ( $RS\ W\ m^{-2}$ ) diária em cada período temporal (Período I- período de seca, Período II-período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) do ano de 2011.....	35
<b>Figura 3.5.2.</b> Variação da Temperatura do ar ( $T\ ^{\circ}C$ ) diária em cada período temporal (Período I- período de seca, Período II-período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) do ano de 2011 .....	36
<b>Figura 3.5.3.</b> Variação do Défice de Pressão de Vapor (DPV KPa) diária em cada período temporal (Período I- período de seca, Período II-período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) do ano de 2011 .....	37
<b>Figura 3.6.1.</b> Evolução sazonal dos potenciais hídricos foliares de base ( $\Psi_b$ ) e mínimos ( $\Psi_{mínimo}$ ) dos sobreiros jovens em presença de arbustos ( <i>Q. suber</i> em presença de arbustos, $n=4$ ), dos sobreiros jovens em ausência de arbustos ( <i>Q. suber</i> em ausência de arbustos, $n=4$ ) e dos arbustos ( <i>C. salviifolius</i> , $n=4$ ) .....	38
<b>Figura 3.7.1.</b> Variação da densidade de fluxo do sobreiro jovem 1 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....	40
<b>Figura 3.7.2.</b> Variação da densidade de fluxo do sobreiro jovem 2 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II-	

período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....41

**Figura 3.7.3.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 1 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....42

**Figura 3.7.4.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 2 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....43

**Figura 3.7.5.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro jovem 1 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....44

**Figura 3.7.6.** Variação da densidade de fluxo (u') do sobreiro jovem 2 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....45

**Figura 3.7.7.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 1 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....46

**Figura 3.7.8.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 2 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) .....47

## Índice de tabelas

<b>Tabela 2.2.5.1.</b> Características dos doze sobreiros ( <i>Q. suber</i> ) selecionados para a amostragem .....	16
<b>Tabela 3.1.1.</b> Caracterização das parcelas de estudo: área total e percentagem de cobertura verde .....	21
<b>Tabela 3.2.1.</b> Resultados da comparação (ANOVA <i>one-way</i> ) das proporções médias das principais famílias das comunidades arbustivas nas áreas estudadas (MAD, MBD e MBE), seguida de testes à posteriori de Scheffé para determinar quais as parcelas diferentes. Letras diferentes na mesma coluna indicam proporções significativamente diferentes .....	23
<b>Tabela 3.2.2.</b> Resultados da comparação (ANOVA <i>one-way</i> ) da proporção de solo coberto pelos diferentes tipos fisionômicos das comunidades arbustivas nas áreas estudadas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso), seguida de testes à posteriori de Scheffé. Letras diferentes na mesma coluna indicam proporções significativamente diferentes .....	23
<b>Tabela 3.2.3.</b> Contribuição percentual da cada espécie arbustiva para a densidade determinada em cada classe de altura (a negrito as principais espécies e alturas respectivas) .....	24
<b>Tabela 3.3.1.</b> Resultados da comparação da proporção de solo coberto pelos diferentes tipos fisionômicos das comunidades herbáceas nas áreas estudadas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). Letras diferentes na mesma coluna indicam proporções significativamente diferentes (ANOVA <i>one-way</i> , seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes) .....	26
<b>Tabela 3.3.2.</b> Resultados da análise de similaridade (ANOSIM) para as comunidades de todos os locais de amostragem (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso) .....	29
<b>Tabela 3.3.3.</b> Espécies determinadas pela análise SIMPER como as mais responsáveis pela dissimilaridade entre MAD e MBD. As espécies estão listadas de acordo com a contribuição percentual para a dissimilaridade respectiva (Cont.). Os números à direita refletem a contribuição percentual acumulada de cada espécie (Cum.) .....	30
<b>Tabela 3.3.4.</b> Espécies determinadas pela análise SIMPER como as mais responsáveis pela dissimilaridade entre MAD e MBE. As espécies estão listadas de acordo com a contribuição percentual para a dissimilaridade respectiva (Cont.). Os números à direita refletem a contribuição percentual acumulada de cada espécie (Cum.) .....	31

**Tabela 3.3.5.** Espécies determinadas pela análise SIMPER como as mais responsáveis pela dissimilaridade entre MBD e MBE. As espécies estão listadas de acordo com a contribuição percentual para a dissimilaridade respectiva (Cont.). Os números à direita refletem a contribuição percentual acumulada de cada espécie (Cum.) .....32

**Tabela 3.6.1.** Resultados da comparação (ANOVA *two-way*) do Potencial hídrico ( $\Psi$ ) nos diferentes períodos (Período I, Período II, Período III e Período IV) entre presença de arbustos, ausência de arbustos e *Cistus salviifolius*, seguida de testes à posteriori de Bonferroni. Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $P < 0,001$ ; \*\*\*) .....39

**Tabela 3.7.1.** Resultados da comparação (ANOVA *two-way*) da densidade de fluxo nos diferentes períodos (Período I, Período II, Período III e Período IV) em presença e ausência de arbustos, seguida de testes à posteriori de Bonferroni. Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $P < 0,001$ ; \*\*\*) .....43

## **Índice de anexos**

<b>Anexo I</b> - Caracterização bioclimática e definição dos correspondentes ombrotipos, baseada nos trabalhos de Rivas-Martínez (2004a, 2004b, 2005) .....	71
<b>Anexo II</b> - Listagem de espécies .....	73

## 1. Introdução

Os sistemas agro-silvo-pastoris da Península Ibérica originaram-se a partir de florestas naturais por ações antropogénicas, como a agricultura, pecuária e desflorestação, e de perturbações naturais, como a ocorrência de incêndios e secas extremas (Castro e Freitas, 2009). Estes sistemas são típicos em zonas de clima mediterrâneo sob influência atlântica e continental (clima de verões quentes e secos e invernos chuvosos e frios) (Acácio *et al.*, 2009). Em Portugal, localizam-se predominantemente no interior e no sul, onde são denominados montados, predominando em Espanha na Extremadura, sob a denominação de *dehesas* (Joffre *et al.*, 1999; Barrico *et al.*, 2010).

Os montados são complexos ecossistemas cujas árvores apresentam uma baixa densidade (30 a 60 árvores/hectare) (Carreiras *et al.*, 2006), mas que se revelam muito importantes para a produção de forragens, rama e frutos para o gado, sendo igualmente importantes para a conservação do solo (Joffre *et al.*, 1999; Pereira e Pires da Fonseca, 2003). Este tipo de ecossistema tem uma estrutura similar à de uma savana, apresentando três estratos: o estrato arbóreo, o estrato arbustivo e o estrato herbáceo. As árvores são geralmente esparsas e heterogéneas, os arbustos isolados ou agrupados e as herbáceas em coberto contínuo (Joffre *et al.*, 1999; Carreiras *et al.*, 2006). As espécies arbóreas mais comuns são árvores perenifólias e esclerófilas, de crescimento lento, com dominância de sobreiro (*Quercus suber* L.) e azinheira (*Quercus ilex* ssp. *rotundifolia* Lam.), ambas da família *Fagaceae* (Joffre *et al.*, 1999; Carreiras *et al.*, 2006). As espécies arbustivas pertencem, na sua maioria, às famílias *Cistaceae*, *Myrtaceae*, *Ericaceae* e *Lamiaceae* (Barrico *et al.*, 2010) e as espécies herbáceas predominantes às famílias *Compositae*, *Leguminosae*, *Gramineae* e *Caryophyllaceae* (Sá, 2001).

A maioria das espécies arbustivas são esclerófilas (Medrano *et al.*, 2008), ou seja, possuem características morfológicas e fisiológicas que lhes permitem tolerar a secura e as altas temperaturas estivais (Joffre *et al.*, 1999; Martínez-Vilalta *et al.*, 2002; Acácio *et al.*, 2009), revelando elevada resiliência. Todavia, o declínio do montado, que é observado em algumas regiões, reflete alguma fragilidade e a susceptibilidade deste ecossistema a eventuais alterações climáticas (Lourenço *et al.*, 2005; Medrano *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009), que incluem um prolongamento e intensificação do período de secura estival para a região mediterrânica (Miranda *et al.*, 2002).

Os montados são detentores de uma elevada diversidade biológica que tem vindo a ser ameaçada por uma incorreta gestão destes ecossistemas, o que lhes confere elevado valor conservacionista, estando listados na Directiva Habitats da União Europeia (Blondel e Aronson, 1999; Lourenço *et al.*, 2005; Carreiras *et al.*, 2006; Catry *et al.*, 2009; Barrico *et al.*, 2010).

Na maioria dos povoamentos de sobreiro tem-se verificado uma baixa regeneração natural por semente, a qual está intimamente relacionada com as perturbações naturais (o fogo e a seca) e antropogénicas (o abandono das actividades agrícolas, a cerealicultura intensiva, o pastoreio excessivo e o uso de maquinaria agrícola pesada) e mais especificamente, com a predação de bolotas e de plântulas promovida pela



presença de pastoreio. Isto prende-se com o facto de os recursos alimentares do montado serem usados por espécies de mamíferos domésticos e silvestres, tais como, porcos ibéricos, ovelhas, cabras, vacas, cavalos, veados e javalis (Hofmann, 1989; Herrera, 1995; Montero e Cañellas, 2003; Pausas *et al.*, 2009) e ainda por pequenos mamíferos (Leiva e Fernández-Alés, 2003). O Outono e o Inverno podem ser épocas de escassez de alimento em que, as bolotas (com alto teor de amido e gordura), passam a ser o recurso alimentar energético preferencial (Plessis *et al.*, 1994; Massei *et al.*, 1996). Uma elevada percentagem de jovens sobreiros que escapam à herbivoria não vingam porque não resistem às condições estivais do clima mediterrânico (défice hídrico do solo e temperatura elevada) devido também à competição com herbáceas, arbustos e árvores adultas pelos recursos hídricos, numa fase em que as suas raízes são muito reduzidas e finas (Gordon e Rice, 2000; Montero e Cañellas, 2003; Aranda *et al.*, 2005).

O défice hídrico estival determina o decréscimo na taxa de sobrevivência das jovens plantas (Oliveira *et al.*, 1992; Joffre e Rambal, 2002) uma vez que os estomas fecham durante grande parte do dia, para reduzir as perdas de água por transpiração, concomitantemente diminuindo a assimilação de carbono. Face à vigência destas condições ambientais limitantes, a sobrevivência das plantas depende marcadamente da respectiva capacidade de reduzir as perdas de água por transpiração (Joffre *et al.*, 1999; Infante *et al.*, 2003) e de aumentar a capacidade de absorção de água do solo. Assim, dum ponto de vista ecológico, as espécies vegetais melhor adaptadas ao défice hídrico tendem a apresentar um conjunto de características fisiológicas e morfológicas, quer ao nível da folha (Rambal *et al.*, 1996) além das condicionantes ambientais aerodinâmicas e energéticas, da capacidade de regulação estomática, quer ao nível da copa, estrutura do coberto vegetal e do índice de área foliar (Sala e Tenhunen, 1996; Rambal *et al.*, 1996; Joffre e Rambal, 2002). Por outro lado, a capacidade da planta para absorver água, durante o período de défice hídrico, depende também da existência de raízes mais profundas (Oliveira *et al.*, 1992; Sala e Tenhunen, 1996; Medrano *et al.*, 2008), as quais possam eventualmente ter acesso aos lençóis freáticos (David *et al.*, 2004). O estudo da capacidade de adaptação das relações hídricas nas plantas mediterrânicas de folha persistente face às variações climáticas sazonais torna-se importante atendendo às previsões futuras de alteração climática (Pereira *et al.*, 2004) que, para os ecossistemas mediterrânicos, inclui uma intensificação do défice hídrico (quer pela diminuição da precipitação, quer pelo aumento temporal do período sem precipitação) (Miranda, 2002). O resultado da prevalência destes constrangimentos ambientais pode constituir um impedimento ou detenção da regeneração total das populações, ou seja, da regeneração natural de *Quercus suber* L. (Pausas *et al.*, 2009).

Apesar das deficiências na estrutura etária dos montados estarem bem documentadas e de existirem estudos recentes sobre a regeneração de *Quercus suber* (Herrera, 1995; Montero e Cañellas, 2003; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004a; Cardillo e Bernal, 2006; Pons e Pausas, 2006; Acácio *et al.*, 2007; Pérez-Ramos *et al.*, 2008; Pausas *et al.*, 2009; Plieninger *et al.*, 2010), pouco se sabe sobre o efeito simultâneo de fatores ecológicos e antropogénicos na regeneração e no estabelecimento dos sobreiros, em diferentes estratos arbustivos, o que poderá ser fundamental para a gestão destes

ecossistemas, tal como Plieninger *et al.* (2004) sugeriu para a regeneração de *Quercus ilex* spp. *rotundifolia* Lam.

A medição do potencial hídrico foliar e do fluxo de seiva e a relação destes parâmetros com fatores ambientais é uma ferramenta valiosa para a caracterização do padrão de resposta das espécies face ao défice hídrico estival (Sperry, 2000) particularmente entre espécies com diferentes adaptações às condições hídricas (Sala e Tenhunen, 1996). Recentemente, têm sido elaborados inúmeros trabalhos de campo em *Quercus suber* L. (Oliveira *et al.*, 1992; Oliveira, 1995; Faria *et al.*, 1996; Nardini e Tyree, 1999; Kurz-Besson *et al.*, 2006; Aranda *et al.*, 2007; David *et al.*, 2007), que têm contribuído para o esclarecimento das relações hídricas desta espécie face ao défice hídrico. No entanto, são escassos os trabalhos sobre a ecofisiologia de sobreiros jovens.

Alguns estudos têm mostrado que a presença de arbustos contribui de forma relevante, no condicionamento do microclima sob coberto (Plieninger *et al.*, 2004; Pulido e Díaz, 2005) disponibilizando condições edafo-climáticas mais favoráveis às plantas, como ensombramento e menor evaporação da água do solo, maior disponibilidade de nutrientes e de matéria orgânica (Joffre *et al.*, 1999; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004b; Eichhorn *et al.*, 2006; Sousa *et al.*, 2007), privilegiando a regeneração natural por semente (que tem como vantagens a conservação de recursos genéticos do sobreiro, a melhor adaptabilidade das plantas ao local, o menor investimento, a ausência de choque de transplante, o desenvolvimento de um sistema radicular equilibrado e a formação de simbioses naturais) e assegurando as condições necessárias à sua manutenção (Sousa *et al.*, 2007). Em contraste, noutros estudos em que se avaliou a regeneração de sobreiros na presença de arbustos, tem-se verificado que esta é muito reduzida, especialmente na presença de *Cistus* (Montero e Cañellas, 2003; Aranda *et al.*, 2005; Acácio *et al.*, 2007).

Até à data, a maioria dos estudos sobre os efeitos da exclusão do pastoreio no coberto vegetal (por ex., Montalvo *et al.*, 1993; Ortega *et al.*, 1996; Peco *et al.*, 1998; Puerto *et al.*, 1990; Montalvo *et al.*, 1993; Bonet e Pausas, 2004; Canteiro *et al.*, 2011; Cooper e McCann, 2011; Papanikolaou *et al.*, 2011) apontam no sentido do aumento da biodiversidade vegetal. Todavia, nos ecossistemas mediterrânicos, estes estudos são escassos, em particular no montado.

A preservação da biodiversidade associada ao montado deverá passar por uma gestão que vise a manutenção da estrutura e da dinâmica destes ecossistemas (Carreiras *et al.*, 2006). Neste sentido, a exclusão temporária do pastoreio (que promove o aumento do coberto arbustivo) em determinadas parcelas poderá ser uma importante medida a ter em conta em programas de gestão sustentável, uma vez que se sabe que alguns herbívoros (por ex., cabras) se alimentam de arbustos (Bartolome *et al.*, 1998; Montero e Cañellas, 2003; Barros *et al.*, 2006; Marsh *et al.*, 2006; Rogosic *et al.*, 2006). Contribuindo assim, para a invasão de espécies que não existem no montado, com a regeneração natural de sobreiros e sua sobrevivência (Acácio *et al.*, 2007).

Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da presença e estrutura do estrato arbustivo na biodiversidade vegetal, na regeneração natural do sobreiro e no estado hídrico dos sobreiros jovens, num montado da região de Évora. As hipóteses

colocadas são: (i) o estrato arbustivo promove a biodiversidade vegetal, (ii) o estrato arbustivo favorece a regeneração do sobreiro, (iii) em presença de arbustos, os sobreiros jovens apresentam maior resistência à secura estival. Para testar estas hipóteses, comparámos uma área sujeita a pastoreio por gado caprino até pouco antes do início do estudo (4 anos) com uma área vedada para exclusão do pastoreio, no respeitante à cobertura e estrutura do estrato arbustivo e à influência da estrutura do copado (densidade, cobertura e altura das copas) na biodiversidade vegetal herbácea e na regeneração do sobreiro. Comparámos ainda a influência da proximidade de arbustos no estado hídrico de sobreiros jovens. Os resultados obtidos são discutidos no contexto das implicações da gestão do montado para a sua sustentabilidade e a conservação da biodiversidade.

## 2. Material e Métodos

### 2.1. Caracterização do local de estudo

#### 2.1.1. Localização

O trabalho experimental foi conduzido num montado misto de sobre e azinho, localizado na Herdade da Mitra (38° 32' N; 8° 01' W; 240 m de altitude), pertencente à Universidade de Évora. A Herdade da Mitra ocupa uma área de 268 ha e encontra-se junto à povoação de Valverde, freguesia de N<sup>a</sup> Sr.<sup>a</sup> da Tourega (Figura 2.1.1).



— Limites da Herdade da Mitra

**Figura 2.1.1.** Localização e limites da Herdade da Mitra.

#### 2.1.2. Clima

Considerando a estreita correlação existente entre o coberto vegetal e os parâmetros e índices bioclimáticos, procedeu-se à caracterização da área de estudo tomando por base a abordagem bioclimática de Rivas-Martínez (2004a, 2004b, 2005). Para o efeito, utilizaram-se os valores da normal climatológica 1971-2000 (IMP, 2011), dado que para a caracterização bioclimática de qualquer território e para a definição dos correspondentes ombrotipos se devem utilizar valores climáticos médios, obtidos num período mínimo de trinta anos.

De acordo com Rivas-Martínez *et al.* (1999) a região de Évora está inserida no macrobioclima Mediterrânico, que por definição, é um macrobioclima extratropical, caracterizado por pelo menos dois meses secos consecutivos, durante a época de estio. Um mês é definido como seco se os valores de precipitação (mm) forem menores ou iguais ao dobro da temperatura em °C ( $P \leq 2T$ ).

Segundo Rivas-Martínez *et al.* (2000), na área Mediterrânica de Portugal, existem apenas quatro dos seis andares bioclimáticos mediterrânicos (infra, termo, meso, supra, oro e criomediterrânico), que se distinguem através dos valores do índice de termicidade (It) ou termicidade compensada (Itc) (Anexo I, Quadro 1). Este índice, resultante da soma, em décimas de grau, da temperatura média anual (T) com a temperatura média das mínimas do mês mais frio (m) e a temperatura média das máximas do mês mais frio (M), representa-se pela fórmula:

$$It = (T + m + M) 10$$

O índice de termicidade para a estação de Évora (IMP, 2011) foi  $It = 345$ , o que corresponde ao andar bioclimático Mesomediterrânico inferior (Anexo I, Quadro 1).

O índice de continentalidade (Ic) estima o grau de continentalidade climática de uma dada estação meteorológica e expressa a diferença, em graus centígrados, entre a temperatura média do mês mais quente (Tmax) e a temperatura média do mês mais frio (Tmin) do ano, como mostra a expressão:

$$Ic = T_{\max} - T_{\min}$$

Para a estação referida obteve-se  $Ic = 14$ , pelo que se designa Euoceânico (Anexo I, Quadro 2).

O índice ombrotérmico anual (Io) tenta quantificar a disponibilidade hídrica para as plantas, estabelecendo uma relação entre a temperatura positiva e a precipitação. Expressa-se pelo quociente entre a soma da precipitação média, em mm, dos meses cuja temperatura média é superior a 0°C (Pp) e a soma das temperaturas médias mensais superiores a 0°C em décimas de grau (Tp), traduzido pela expressão:

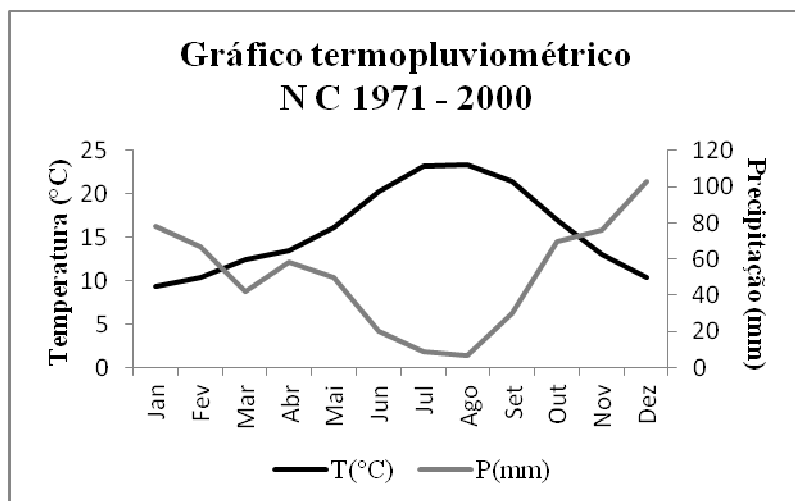
$$Io = (Pp / Tp) 10$$

O valor obtido foi de 3,2, o que determina a inclusão do local de estudo no ombrotipo seco superior (Anexo I, Quadro 3).

Segundo a aproximação bioclimática de Rivas-Martínez (2004a, 2004b, 2005) a Herdade da Mitra insere-se no bioclima Mediterrânico Pluvial-Oceânico (Anexo I, Quadro 3), andar bioclimático Mesomediterrânico inferior, apresentando ombrotipo seco superior.

Entre 1971 e 2000, a temperatura média e a precipitação bruta para a região de Évora foram respetivamente 23,3 °C e 609.4 mm (IMP, 2011). Durante estes trinta anos,

os meses com temperaturas médias mais elevadas e menor precipitação foram Julho e Agosto com valores cerca de 23 °C e 6,6 mm (Figura 2.1.2).



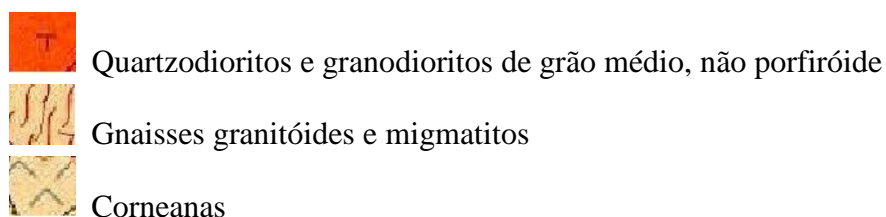
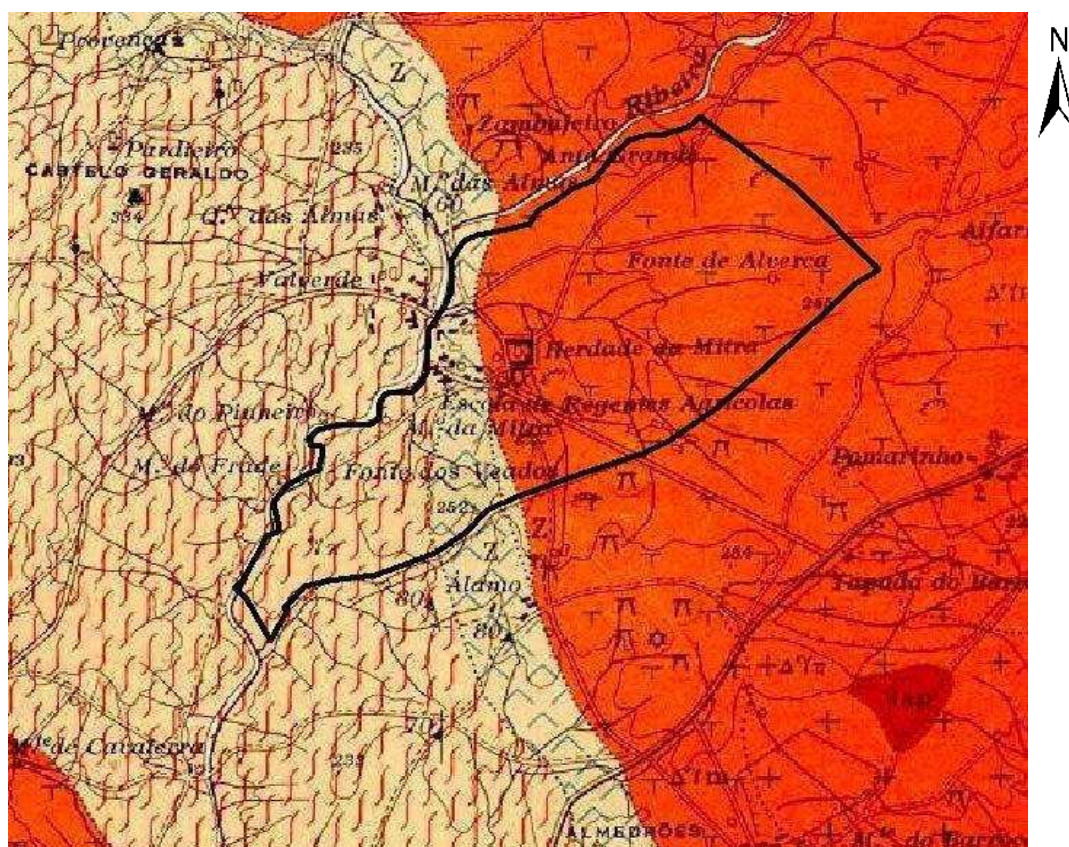
**Figura 2.1.2.** Gráfico termopluviométrico para Évora com as médias mensais de trinta anos (1971- 2000) da temperatura média do ar e da precipitação bruta (IMP, 2011).

Os meses com temperaturas médias mais baixas foram Dezembro, Janeiro e Fevereiro com valores de cerca de 10 °C. Os valores mais elevados de precipitação foram registados em Dezembro e Janeiro, com valores de 103 e 79 mm, respetivamente.

### 2.1.3. Litologia e solos

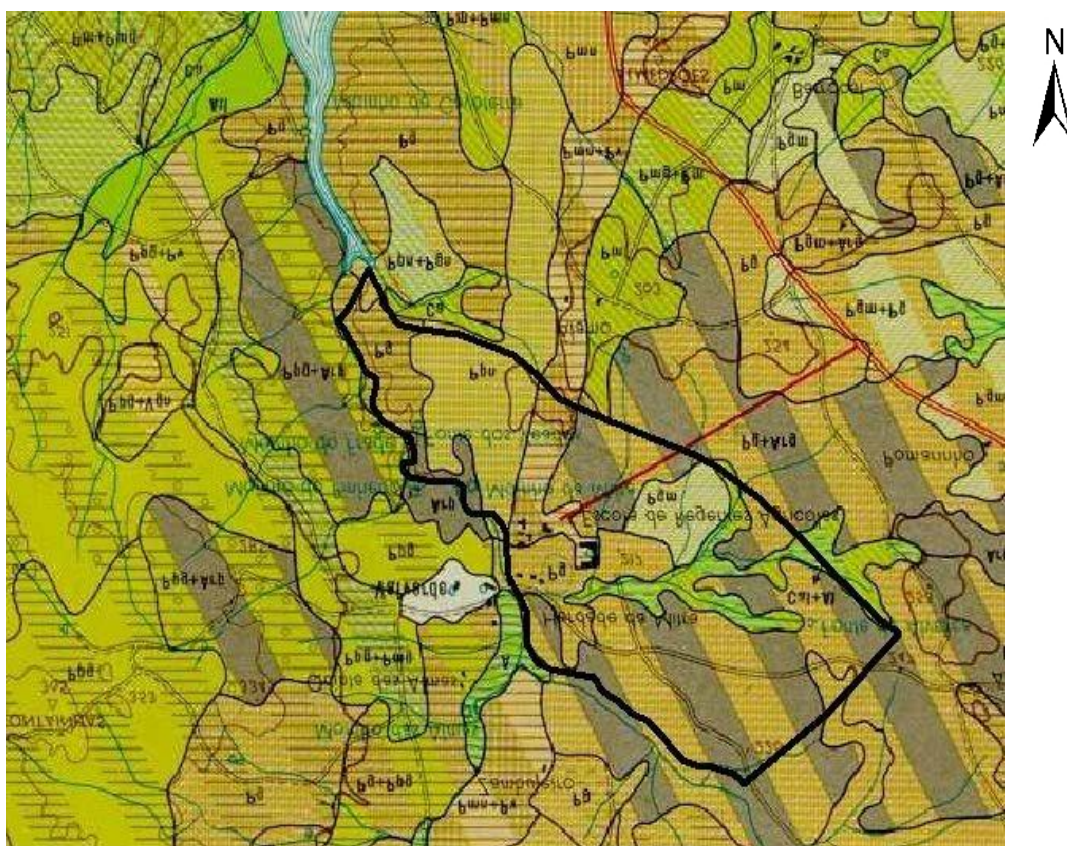
A Herdade da Mitra insere-se numa zona com exposição predominantemente NW, apresentando duas áreas distintas quanto ao relevo (Figura 2.1.3). Uma área NE de relevo ondulado suave com declives que variam entre 2 e 4%, na qual dominam as rochas eruptivas (quartzodioritos e granodioritos de grão médio não porfíroide) e outra área menor a SW com relevo bastante ondulado em que os declives chegam a ultrapassar os 20%, à qual se encontram associadas rochas metamórficas (gnaisses granitóides e migmatitos). A separação entre as duas áreas é consubstanciada pela presença de uma faixa de corneanas, resultante de metamorfismo de contacto que atravessa a herdade na direção N-S (Carvalhosa *et al.*, 1969; Aguiar e Grilo, 1975).





**Figura 2.1.3.** Localização da Herdade da Mitra na Carta Geológica de Portugal, Folha 40-A, Évora, 1:50 000 (IGC, 1969).

Os solos predominantes na Herdade da Mitra, de acordo com a Classificação dos Solos de Portugal, são solos Litólicos não Húmicos Normais e Litossolos (Figura 2.1.4). Estes são solos pouco evoluídos, cujo teor de matéria orgânica é muito reduzido, raramente excedendo 1%. A capacidade de campo é mediana (10-20%) e a permeabilidade elevada (Cardoso, 1974).



- Pg** – Solos litólicos não húmicos de granitos ou rochas afins
- Ppn** – Solos litólicos não húmicos de gnaisses ou rochas afins
- Pmn** – Solos mediterrâneos pardos de rochas cristalofílicas
- Cal** – Solos hidromórficos de aluviões ou coluviais, de textura ligeira
- Al** – Aluviossolos modernos

**Figura 2.1.4.** Localização da Herdade da Mitra na Carta de Solos, Folha 40-A, Évora, 1:50 000 (SROA, 1969).

A área experimental enquadra-se numa zona caracterizada pela ocorrência de um complexo de Litossolos dos Climas de Regime Xérico de gnaisses e de Solos Litólicos Não húmicos Pouco Insaturados Normais de gnaisses (Cardoso, 1974). No local de estudo, para além dos solos que compõem o referido complexo, assumem particular importância à escala local, os solos Mediterrânicos Pardos de Materiais Não Calcários Normais (Aguilar e Grilo, 1975) (Figura 2.1.4).

## 2.1.4. Vegetação

A Herdade consiste num sistema agro-silvo-pastoril de montado, com um estrato arbóreo constituído maioritariamente por azinheiras (*Quercus ilex* spp. *rotundifolia* Lam.) e manchas dispersas de sobreiros (*Quercus suber* L.). A proporção de solo



coberto por árvores é em média de 31,6 %, com cerca de 30 a 60 árvores/hectare (Carreiras *et al.*, 2006).

No estrato arbustivo predominam várias espécies de *Cistus* (*C. salviifolius* L., *C. ladanifer* L., *C. crispus* L. e *C. monspeliensis* L.), *Rosmarinus officinalis* L., *Quercus coccifera* L., *Olea europaea* var. *sylvestris* Brot., *Pistacia lentiscus* L., *Myrtus communis* L., *Arbutus unedo* L. e *Phillyrea angustifolia* L. (Franco e Rocha- Afonso 1994, 1998).

No estrato herbáceo, destacam-se as famílias *Compositae*, *Gramineae*, *Leguminosae* e *Caryophyllaceae* (Sá, 2001).

### **2.1.5. Instalação do ensaio**

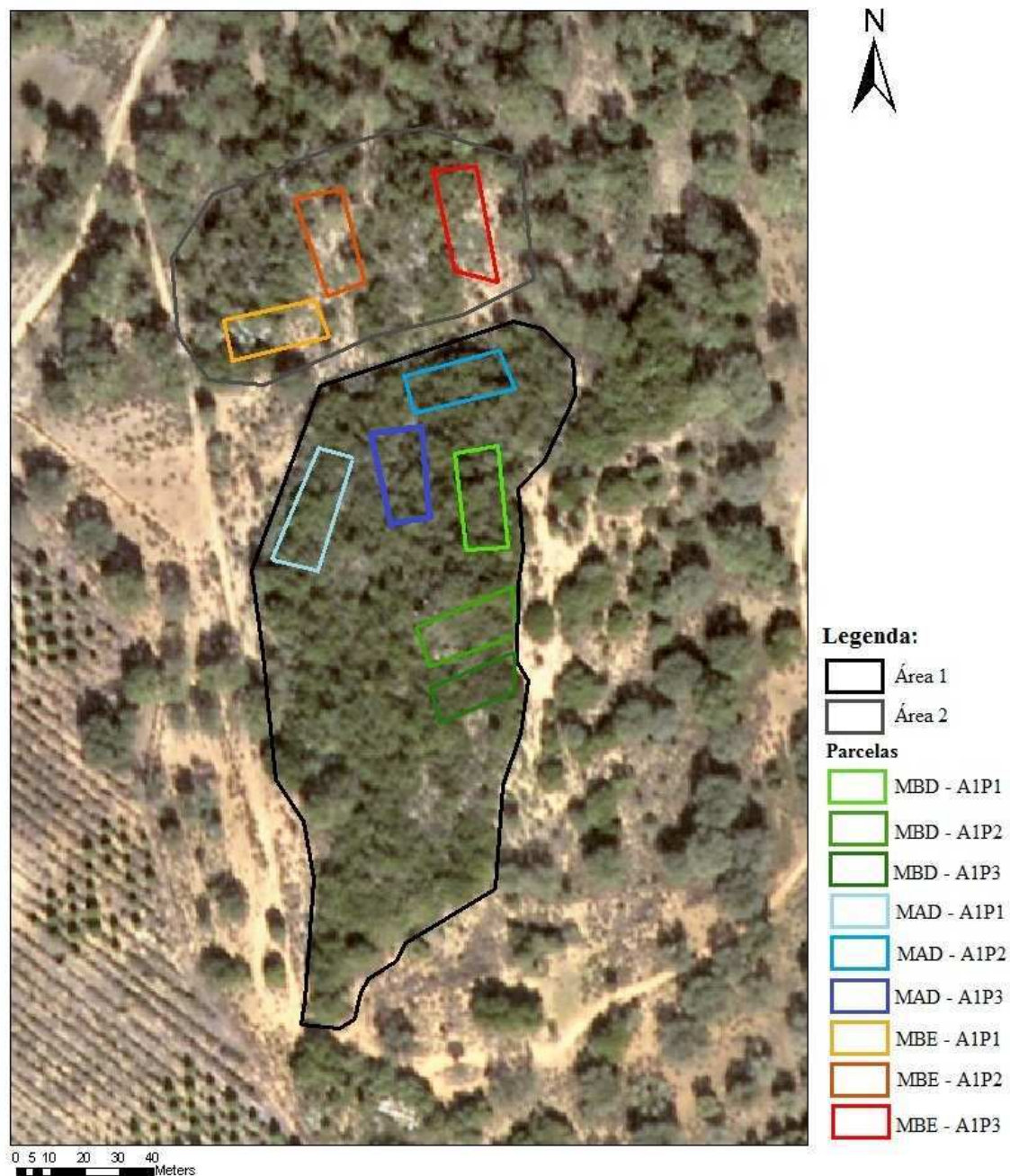
A instalação do ensaio pode ser dividida em duas fases:

#### **1ª fase - Seleção das áreas e parcelas:**

Para a instalação do ensaio, utilizaram-se duas áreas de montado de sobreiro contíguas e semelhantes, embora com diferente manejo nas últimas décadas (Figura 2.1.5): uma área com cerca de 4 ha, vedada nos últimos vinte anos, com exclusão de pastoreio ou qualquer tipo de atividade humana (Área 1) e uma área adjacente sujeita a pastoreio nas últimas décadas, mas suspenso nos últimos quatro anos (Área 2). Não há registo de ocorrência de incêndios no local de estudo, pelo menos desde 1988 – sendo que a Área 1 foi vedada em 1991. Na área vedada, foram identificadas duas sub-áreas com diferente composição e estrutura do estrato arbustivo. Em cada uma destas sub-áreas selecionaram-se aleatoriamente três parcelas (30x12 m) cobertas por mato alto e denso (MAD) e outras três por mato baixo e denso (MBD). Na área adjacente não vedada, coberta por mato baixo e esparsa (MBE), selecionaram-se também três parcelas com as mesmas dimensões.

#### **2ª fase - Desmatização e monitorização ecofisiológica dos sobreiros:**

Para a avaliação do estado hídrico dos sobreiros jovens, foram selecionadas duas das parcelas com mato baixo e denso, na área vedada, dado que as mesmas se destacavam pela presença de sobreiros jovens. Numa destas parcelas (A1P3) foi efetuada uma desmatização manual, com remoção de todo o estrato arbustivo, enquanto na outra (A1P1) os arbustos foram mantidos (Figura 2.1.5). Com este processo pretendeu-se criar duas áreas distintas quanto à cobertura arbustiva (A1P3 - ausência de arbustos e A1P1- presença de arbustos).

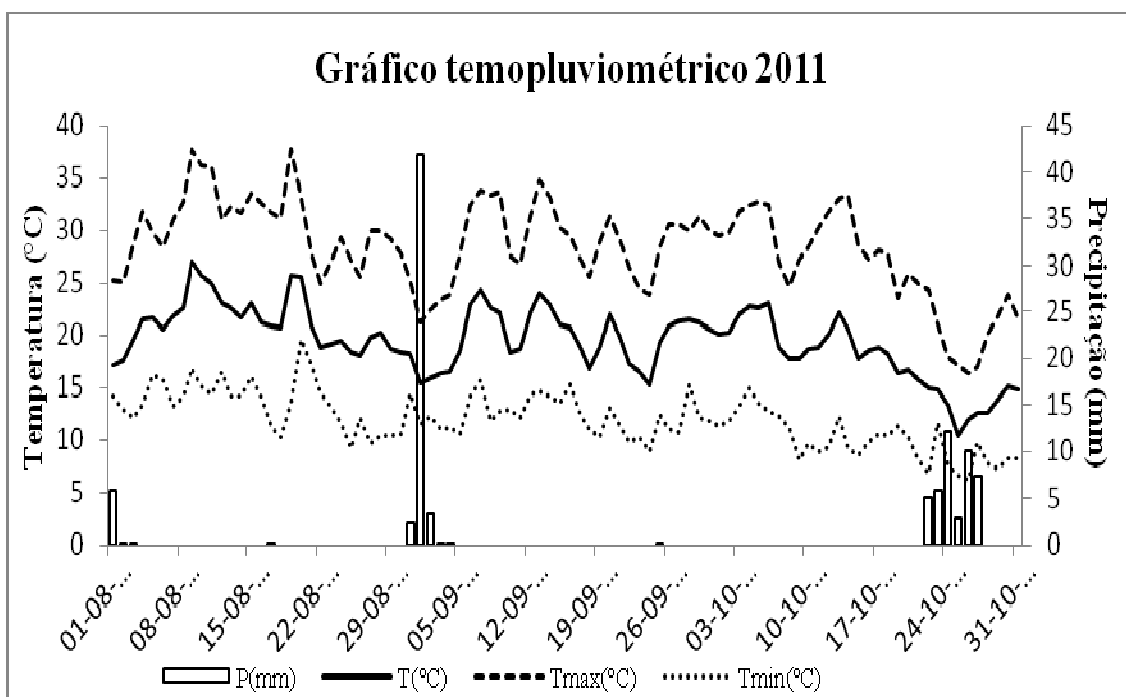


**Figura 2.1.5.** Mapa do local de estudo mostrando a localização das áreas (Área 1- vedada e Área 2- não vedada) e parcelas de amostragem: MAD (Mato Alto Denso) com as parcelas MAD-A1P1, MAD-A1P2 e MAD-A1P3; MBD (Mato Baixo Denso) com as parcelas MBD-A1P1, MBD-A1P2 e MBD-A1P3 e MBE (Mato Baixo Esperso) MBE-A1P1, MBE-A1P2 e MBE-A1P3.

## 2.2. Amostragens e medições

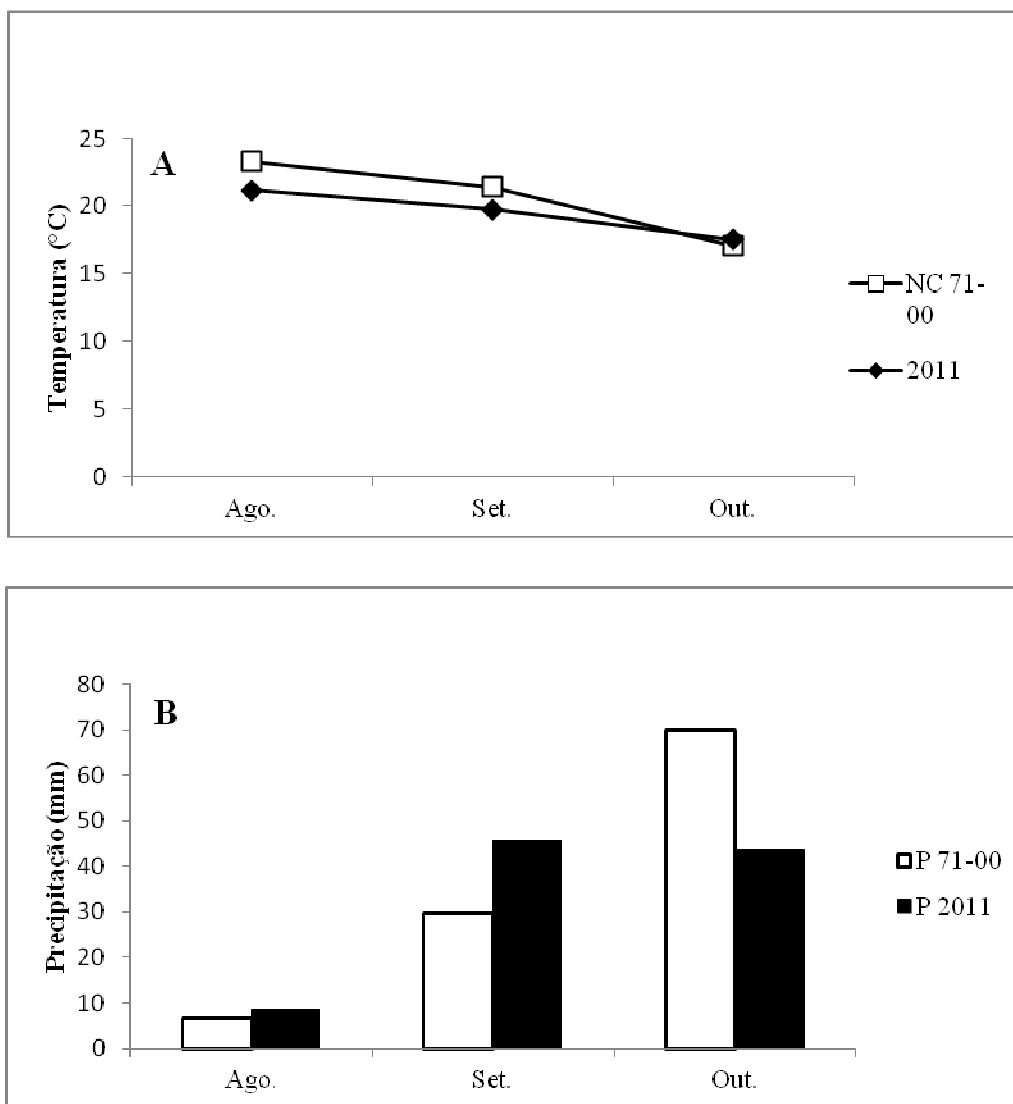
### 2.2.1. Dados meteorológicos do período de estudo

A figura 2.2.1. ilustra os valores diários da precipitação acumulada, da temperatura média do ar e das temperaturas médias mínimas e máximas, registados para o período em que decorreram as medições dos indicadores fisiológicos de secura - Agosto a Outubro de 2011- na Estação Meteorológica da Herdade da Mitra (CGE, 2011). Durante este período, a média das temperaturas máximas de Agosto, Setembro e Outubro, variou entre 30, 29 e 26 °C e a média das temperaturas mínimas foi de 14, 12 e 10 °C, respetivamente. Neste período, a temperatura média do ar mais elevada verificou-se em Agosto, com aproximadamente 21°C, diminuindo ligeiramente em Setembro, com uma média de 20°C e em Outubro com, aproximadamente, 17°C. A precipitação mensal total, durante o período do ensaio foi de 8,5 mm, 45,7 mm e 43,7 mm, respetivamente nos meses de Agosto, Setembro e Outubro. Embora o pico de precipitação tenha ocorrido no início de Setembro, esta concentrou-se mais em Outubro.



**Figura 2.2.1.** Valores diários da precipitação (P) e da temperatura média do ar (T), de Agosto a Outubro de 2011.

As temperaturas médias mensais registadas em Agosto e Setembro de 2011 foram inferiores às da normal climatológica, enquanto a do mês de Outubro (17 °C) foi idêntica (Figura 2.2.2.A). A distribuição da precipitação no período de estudo revela que o período de Verão foi mais chuvoso do que o registado na NC71-00 e que o período de Outono de 2011 foi menos chuvoso em relação ao registado na NC71-00 (Figura 2.2.2.B).



**Figura 2.2.2.** Valores mensais da temperatura média do ar (A) e precipitação acumulada (B) de Agosto a Outubro, no período 1971-2000 e em 2011.

### 2.2.2. Delimitação das parcelas de estudo e estimativa da percentagem de cobertura verde

Para identificar as parcelas de estudo, recorreu-se à sobreposição de fotografia aérea (de 1998) com os dados recolhidos no campo através de GPS (o sistema de coordenadas utilizado foi DT 73). Posteriormente, com recurso ao *Software ArcGIS 9 (ArcEditor 9.3.1. and Extensions)* da ESRI, elaborou-se um mapa para delimitar as parcelas na fotografia aérea (Verheyden *et al.*, 2002), assim como para estimar a área total e a percentagem de cobertura verde de cada uma.

### 2.2.3. Inventariação da vegetação

A inventariação da vegetação lenhosa (arbustiva e arbórea) foi efetuada em Fevereiro e Março e a da vegetação herbácea em Abril e Maio de 2011.

Para amostragem da vegetação lenhosa estabeleceram-se 6 transetos de faixa (30 x 1 m) em cada parcela, num total de 18 transetos por cada tipo de coberto (MAD, MBD e MBE, n=18). Para a vegetação herbácea foram estabelecidos 3 transetos também de faixa (30 x 1 m) em cada parcela, num total de 9 transetos por cada tipo de coberto (MAD, MBD e MBE, n=9). A distância mínima entre transetos foi de 1 m. Ao longo de cada transeto foram amostrados 15 quadrados (1 x 1 m) (Bonet e Pausas, 2004). Em cada quadrado estimaram-se visualmente as percentagens totais de cobertura verde, de folhada e de solo nu. Identificaram-se ainda as espécies presentes em cada quadrado e estimou-se a percentagem de cobertura respectiva.

Para táxones duvidosos, recolheram-se alguns exemplares, que foram secos e prensados por métodos tradicionais e conservados para posterior identificação. A identificação foi efetuada com o apoio de floras e outros manuais que se nomeiam de seguida:

- Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares (Castroviejo *et al.*, 1993);
- Flora Vascular de Andalucía Occidental (Valdés *et al.*, 1987);
- Nova Flora de Portugal, Vol. 1 a 3 (Fasc. I, II, III) (Franco 1971, 1984 e Franco e Rocha-Afonso 1994, 1998, 2003);
- La Guía de Incafo de los Arboles y Arbustos de la Península Iberica (Gonzalez, 1995).

Em alguns casos, realizaram-se comparações com exemplares já herborizados, no Herbário do Departamento de Biologia da Universidade de Évora (UEVH). Após a identificação, as espécies inventariadas foram agrupadas por família e tipo fisionómico segundo Raunkjaer (Raunkjaer, 1934; Bonet e Pausas, 2004; Pérez-Ramos, 2008). Procedeu-se ainda à elaboração de uma lista de espécies (Anexo II). Para cada *taxon* refere-se a família, espécie e tipo fisionómico de Raunkjaer (Raunkjaer, 1934).

#### **2.2.4. Inventariação de sobreiros jovens**

Para quantificar o recrutamento de sobreiros utilizaram-se os mesmos transetos e quadrados estabelecidos para amostragem da vegetação lenhosa (18 transetos com 15 quadrados cada, por cada tipo de coberto; descrição acima), tendo a inventariação dos sobreiros jovens decorrido entre Fevereiro e Março de 2011. Todos os indivíduos contidos em cada quadrado foram contados, medidos (altura, diâmetro da base e diâmetro à altura do peito) e incluídos no estudo. Foi ainda caracterizado o seu *microsite* (ver ponto 2.2.4.2) (Plieninger *et al.*, 2004).

Os sobreiros contabilizados foram posteriormente classificados segundo quatro classes etárias (plântulas, juvenis-30, juvenis-130 e árvores jovens), de acordo com a altura, o diâmetro da base e o diâmetro à altura do peito (ver ponto 2.2.4.1).

#### **2.2.4.1. Classes etárias**

Para caracterização da estrutura da população, os sobreiros contabilizados foram individualmente distribuídos por quatro classes etárias definidas, de acordo com Plieninger *et al.* (2010), pela combinação da altura com o diâmetro da base (DB) e o diâmetro à altura do peito (DAP) :

- Plântulas – sobreiros com altura inferior a 10 cm e diâmetro da base inferior a 1 cm;
- Juvenis-30 – sobreiros com altura entre 10 e 30 cm e diâmetro da base entre 1 e 5 cm;
- Juvenis-130 – sobreiros com altura entre 30 e 130 cm, diâmetro da base superior a 5 cm e diâmetro à altura do peito inferior a 10 cm;
- Árvores jovens – sobreiros com altura superior a 130 cm e diâmetro à altura do peito superior a 10 cm.

#### **2.2.4.2. *Microsite***

Para avaliar a relação entre a capacidade de regeneração do sobreiro e a disponibilidade de locais protegidos, procedeu-se à caracterização do *microsite* dos sobreiros jovens através da análise do tipo e grau de cobertura do local (quadrado) de ocorrência de cada indivíduo (Plieninger *et al.*, 2004):

- Sob copa de sobreiro (SCS);
- Sob copa de arbusto (SCA), tendo as espécies arbustivas sido identificadas e a sua percentagem de cobertura do solo sido estimada;
- Zona aberta (ZA);
- Zona rochosa (ZR).

### **2.2.5. Indicadores fisiológicos de secura - Potencial hídrico foliar e Densidade de fluxo de seiva**

#### **2.2.5.1. Seleção de sobreiros e periodicidade das medições**

Para a medição do potencial hídrico e da densidade de fluxo de seiva, selecionaram-se, nas parcelas com mato baixo denso, quatro sobreiros jovens numa zona com arbustos, onde foram selecionados também quatro arbustos (*Cistus*

*salviifolius*). Selecionaram-se ainda outros quatro jovens numa zona sem arbustos (remoção manual descrita no ponto 2.1.5). Adicionalmente, foram selecionados dois sobreiros adultos junto a cada grupo de sobreiros jovens (para comparação da densidade de fluxo de seiva com os sobreiros jovens). A seleção das árvores teve por base vários critérios: a sua representatividade; o bom estado geral das plantas; a sua semelhança morfológica (altura da árvore e dimensão da copa); a adequação da conformação do tronco, tendo sido rejeitadas as árvores com troncos de diâmetro visivelmente inferior à média da parcela ou com nós ou feridas, passíveis de influenciar as medições e o tempo relativo de exposição da copa à radiação solar, já que devido à proximidade de árvores vizinhas ocorria ensombramento ao longo do dia.

Em todos os sobreiros jovens foram efetuadas medições da altura total (com recurso a uma estaca graduada) e do volume da copa, tendo sido estimado através da medição da altura, comprimento e quatro raios separados por ângulos de 45°.

A altura dos sobreiros jovens variou entre 1,66 e 2,45 m e o volume da copa entre 0,189 e 0,837 m<sup>3</sup> (Tabela 2.2.4.1). Os sobreiros adultos tinham uma altura média de 9,28 m e um DAP (diâmetro à altura de 1.20 m) médio de 0,50 m (Tabela 2.2.5.1).

**Tabela 2.2.5.1.** Características dos doze sobreiros (*Q. suber*) selecionados para a amostragem.

Local	Árvores	Altura total	Volume de copa	DAP
		(m)	(m <sup>3</sup> )	(m)
Ausência de arbustos	<i>Jovem 1</i>	2,45	0,837	-
	<i>Jovem 2</i>	1,95	0,393	-
	<i>Jovem 3</i>	1,90	0,189	-
	<i>Jovem 4</i>	2,10	0,473	-
	<i>Adulto 1</i>	8,9	-	0,44
	<i>Adulto 2</i>	9,3	-	0,47
Presença de arbustos	<i>Jovem 1</i>	2,03	0,329	-
	<i>Jovem 2</i>	2,37	0,493	-
	<i>Jovem 3</i>	1,66	0,202	-
	<i>Jovem 4</i>	2,02	0,473	-
	<i>Adulto 1</i>	9,4	-	0,54
	<i>Adulto 2</i>	9,5	-	0,54

Os valores de potencial hídrico e densidade de fluxo de seiva apresentados neste trabalho referem-se a quatro períodos distintos no ano de 2011, com medições efetuadas em cinco a seis dias por período:

Período I: Agosto – primeiro período de défice hídrico (com pelo menos 30 dias consecutivos sem precipitação);

Período II: Setembro – primeiro período de ausência de défice hídrico (após precipitação estival);

Período III: início de Outubro – segundo período de déficit hídrico (com pelo menos 20 dias consecutivos sem precipitação);

Período IV: Outubro – segundo período de ausência de déficit hídrico (após precipitação outonal).

#### **2.2.5.2. Potencial hídrico foliar**

Para a realização deste trabalho, assumiu-se que o potencial hídrico foliar antes do amanhecer (de madrugada), quando os estomas se encontram fechados e o potencial evaporativo da atmosfera é mínimo, está em equilíbrio com o potencial hídrico do solo, permitindo assumir que o potencial hídrico foliar de madrugada forneça uma estimativa adequada do potencial hídrico do solo perto das raízes das árvores e arbustos (Katerji, 1997; Richter, 1997). Assim, considerou-se o potencial hídrico de madrugada ( $\psi_{\text{base}}$ ) como um indicador do estado hídrico da planta (David, 2000).

O balanço hídrico dos jovens sobreiros e arbustos foi avaliado através de medições periódicas de potencial hídrico foliar entre abril e novembro de 2011 (o que coincidiu com um Verão muito quente e com alguns períodos de chuva e um Outono tardio) com uma câmara de pressão Scholander (PMS 1000, PMS Instruments, Corvallis, OR) seguindo as metodologias descritas por Scholander *et al.* (1965).

Foram amostradas três folhas ou raminhos por cada jovem sobreiro e arbusto, de madrugada ( $\psi_{\text{base}}$ ) e ao meio-dia solar ( $\psi_{\text{min}}$ ). Na medição do meio-dia, as folhas foram selecionadas da vertente sul da copa e expostas ao sol. As amostras foram retiradas com idêntica altura do solo, de modo a evitar variabilidade devida ao potencial hídrico hidrostático, e inseridas em sacos de plástico imediatamente após o corte, de modo a evitar maior transpiração. No caso dos sobreiros jovens foram utilizadas folhas desenvolvidas na Primavera do corrente ano e no caso dos arbustos utilizaram-se folhas de Verão/ Inverno.

#### **2.2.5.3. Densidade de fluxo de seiva**

O fluxo de seiva foi continuamente medido nos jovens sobreiros pelo método de Granier (Granier, 1985) de Agosto a Outubro de 2011. A amostragem foi efetuada nas mesmas árvores utilizadas nas medições de potencial hídrico (devido a avaria de dois dos sensores e devido à impossibilidade de os substituir, o fluxo de seiva foi apenas medido em dois dos quatro jovens sobreiros selecionados inicialmente). Este método pressupõe a equivalência entre o fluxo de seiva no tronco e a transpiração na folha. Porém, poderá ocorrer um desfasamento temporal que depende do armazenamento hídrico interno do tronco entre o nível de medição e a copa (David, 2000).

As medições foram interrompidas apenas durante períodos curtos de tempo, para registo dos gradientes térmicos naturais, utilizáveis em posteriores correções, ou por razões acidentais.

O método de medição de fluxo de seiva consiste num sensor térmico constituído por duas sondas (com 2,1 mm de diâmetro e 2 cm de comprimento) inseridas



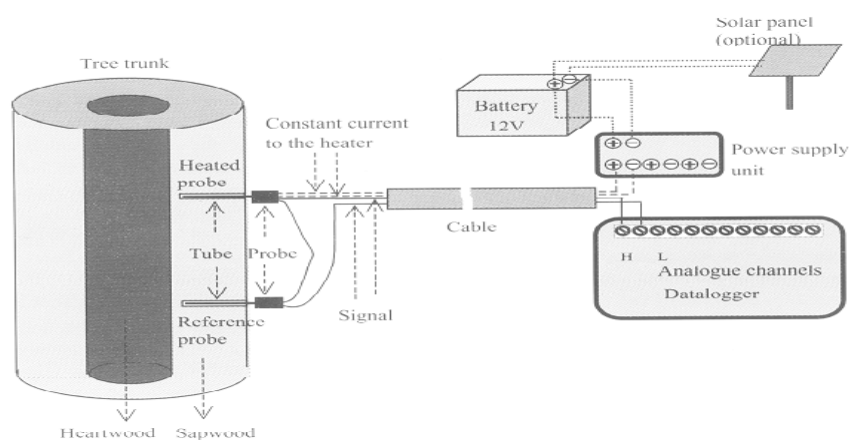
radialmente no borne e distanciadas num plano vertical por cerca de 10 cm (de modo a evitar influência do aquecimento na agulha controlo) (Lu *et al.*, 2004). As duas sondas consistem basicamente numa agulha hipodérmica de aço inoxidável, na qual está enrolado um fio de resistência térmica de *constantan* e que a meio do seu comprimento possui um termopar de cobre-*constantan*, que mede a temperatura da sonda. A sonda superior é sujeita a aquecimento constante por efeito de Joule (120 mA), enquanto a sonda inferior não está ligada à corrente.

A diferença de temperatura entre as duas sondas ( $\Delta T$ ) é convertida em densidade de fluxo por uma fórmula não linear (Granier, 1985). O cálculo da densidade de fluxo de seiva acumulada diária corresponde ao valor médio do integral diário para cada Período (I, II, III e IV).

Quando não há fluxo de seiva, a diferença de temperatura entre as sondas tem um valor máximo. Quando a velocidade do fluxo de seiva aumenta, o calor é dissipado mais rapidamente e consequentemente,  $\Delta T$  diminui (Smith e Allen, 1996).

As sondas foram introduzidas, num tubo de alumínio previamente instalado no lado norte do tronco da árvore e onde se colocou uma pasta condutora com o objetivo de assegurar a transmissão de calor e o contacto entre o alumínio e as sondas. Na zona de inserção da sonda no tronco foi aplicada uma pasta térmica de modo a minimizar os gradientes térmicos do tronco. Esta zona foi envolta por um revestimento isolante e vedada junto ao tronco com silicone. Foi aplicada uma cobertura refletora exterior deixando algum espaço entre esta e o revestimento isolante, de forma a permitir a circulação do ar, dada a distância reduzida entre o solo e o ponto de medição (Afonso do Paço, 2003). Pretendeu-se desta forma minimizar a amplitude das variações de temperatura no tronco alheias à circulação de seiva e ao aquecimento aplicado na sonda superior.

Os dados foram medidos a cada 10 segundos e as médias de 10 minutos recolhidas por dois sistemas de aquisição de dados: um datalogger CR1000 (*Campbell Scientific, Inc.*, Logan, UT. EUA) e datalogger DL2e (*Delta-T Devices Ltd.*, Cambridge, UK).



**Figura 2.2.5.3.** Configuração do método de Granier para medição do fluxo de seiva (adaptado de [www.PlantSensors.com](http://www.PlantSensors.com)).

### 2.3. Análise de dados e tratamento estatístico

Para todos os dados, a estatística descritiva, médias e respectivos erros-padrão e a apresentação dos gráficos foi realizada em *MS Excel 2007*. A análise estatística foi realizada usando o programa *PASW Statistics 18.8*.

A riqueza e diversidade específica da vegetação herbácea foram obtidas através do cálculo do número de espécies (S), do índice de Shannon-Weiner (H') e do índice de equitabilidade (E), dando este último um valor objetivo para o grau de semelhança entre as proporções das várias espécies.

O índice de Shannon-Weiner (H') foi calculado através da seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i ,$$

em que a espécie i compreende a proporção  $p_i$  numa comunidade com número S de espécies.

O índice de equitabilidade (E) calculou-se segundo a fórmula:

$$E = H / H_{\text{máx}} , H_{\text{máx}} = \ln S$$

A existência de diferenças significativas entre as médias da cobertura das famílias, da cobertura dos tipos fisionômicos, da riqueza média específica, do índice de diversidade de Shannon e da equitabilidade de herbáceas nos três locais de amostragem (MAD, MBD e MBE) foi determinada através de análises de variância (ANOVA *one-way*), com teste prévio da premissa de homogeneidade das variâncias (teste de Levène), seguida de testes *à posteriori* de Scheffé para determinar quais as parcelas diferentes. O mesmo tipo de análise foi utilizado para determinar a existência de diferenças significativas entre a densidade de sobreiros ( $n^\circ$  de indivíduos  $m^{-2}$ ) e a percentagem de cobertura arbustiva nas três áreas de estudo (MAD, MBD e MBE). Alguns dados foram transformados (logaritmo neperiano ou raiz quadrada) para obtenção de normalidade e de homogeneidade de variâncias. As densidades de sobreiros por classes etárias e por microsite foram comparadas através de testes-*t*. As diferenças foram consideradas significativas sempre que  $P < 0,05$ .

Baseada na composição e abundância das espécies herbáceas das áreas amostradas (MAD, MBD e MBE), realizou-se a análise não-métrica de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS), em duas e três dimensões, em que a distância entre réplicas refletiu a similaridade entre áreas. Considerou-se um bom grau de ajustamento de todos os pontos sempre que o  $stress < 0,1$  (Clarke e Warwick, 2001). Quando  $0,1 < stress < 0,2$ , determinou-se o grau de similaridade entre os diferentes grupos (MAD, MBD e MBE), com a utilização do índice de similaridade de Bray-Curtis. Efetuou-se também uma análise de similaridade (ANOSIM) para determinar as diferenças entre as comunidades de todos os locais de amostragem. Realizou-se ainda uma análise não-métrica de

percentagens de similaridade (SIMPER) para determinar a contribuição individual de cada espécie para a similaridade/dissimilaridade (Clarke e Warwick, 2001). As espécies cuja similaridade somava pelo menos 50% foram consideradas as mais importantes para a estrutura da comunidade.

Para todas as medições de potencial hídrico foliar, calcularam-se as médias diárias de madrugada ( $\Psi_b$ ) e ao meio-dia solar ( $\Psi_{\text{mínimo}}$ ).

A densidade de fluxo de seiva ( $u'$ ) foi calculada a partir dos valores de  $\Delta T_{\text{actual}}$  e  $\Delta T_{\text{máx.}}$  (diferença de temperatura absoluta máxima entre sondas) (Granier, 1987a e 1987b), segundo a fórmula:

$$u' = 119 \cdot 10^{-6} (\Delta T_{\text{máx.}} - \Delta T_{\text{actual}}) / \Delta T_{\text{actual}} [\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-2}],$$

Para a determinação dos totais diários foram feitas interpolações de valores semi-horários, quando ocasionalmente se verificaram falhas pontuais no sistema de medição (Afonso do Paço, 2003).

Devido ao facto de ter sido instalado apenas um sensor por árvore, podem ter surgido erros adicionais por se negligenciar a variabilidade do fluxo de seiva circunferencial. Frequentemente assume-se que o fluxo de seiva está uniformemente distribuído e porque os procedimentos de amostragem e cálculo foram os mesmos em todas as árvores, os erros tendem a ser sistemáticos e não devem afetar a análise da variação da densidade de fluxo de seiva das árvores (Martínez-Vilalta *et al.*, 2003).

Os efeitos presença/ausência de arbustos, data e respectiva interação no potencial hídrico e no fluxo de seiva foram testados através de uma análise de variância a dois fatores (ANOVA, *two-way*) seguida de testes múltiplos de Bonferroni para separação das médias em grupos de significância. As diferenças foram consideradas significativas sempre que  $P < 0,001$ . A análise de variância foi realizada no programa *Statistica* (StatSoft, Inc, Tulsa, USA, versão 7.0). Previamente à análise de variância foram testadas as premissas ao método (Zar, 1999). A normalidade dos dados foi testada com o teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias com o teste de Levène. Quando qualquer destes requisitos não foi verificado, os dados foram devidamente transformados (preferencialmente aplicando uma função logarítmica).

### 3. Resultados

#### 3.1. Área total e cobertura verde das parcelas de estudo

A cobertura verde das parcelas de estudo variou entre 65 e 100% (Tabela 3.1.1).

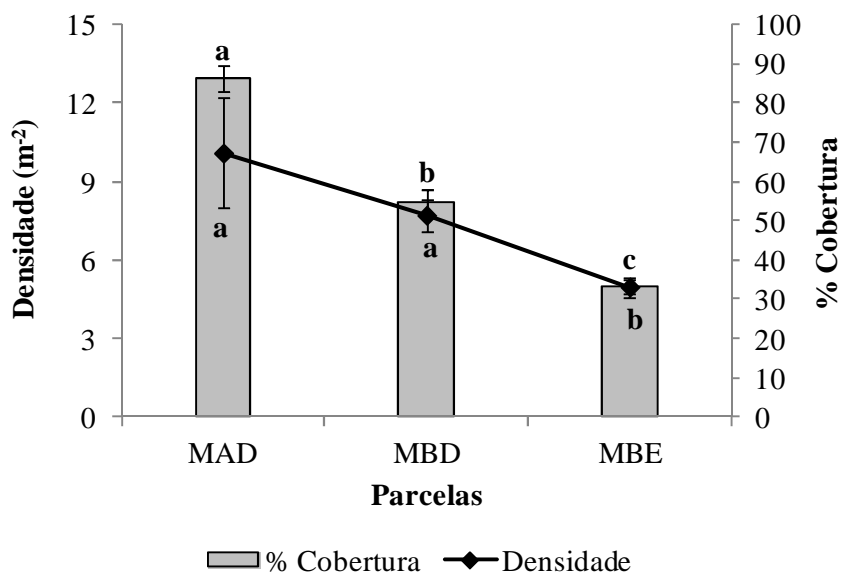
**Tabela 3.1.1.** Caracterização das parcelas de estudo: área total e percentagem de cobertura verde.

Local	Área total (m <sup>2</sup> )	Cobertura verde (%)
MBD	370	100
MAD	349	100
MBE	362	65

#### 3.2. Vegetação lenhosa

Em toda a área de estudo, registou-se um total de 15 espécies lenhosas, pertencentes a nove famílias (Anexo II).

Os valores médios de densidade e percentagem de cobertura mais elevados registaram-se em MAD, sendo respetivamente  $10 \pm 2$  indivíduos m<sup>-2</sup> e  $87 \pm 3\%$ . Em MBD os valores registados foram de  $8 \pm 1$  indivíduos m<sup>-2</sup> e  $55 \pm 3\%$  e em MBE de  $5 \pm 2$  indivíduos m<sup>-2</sup> e  $33 \pm 3\%$  (Figura 3.2.1).



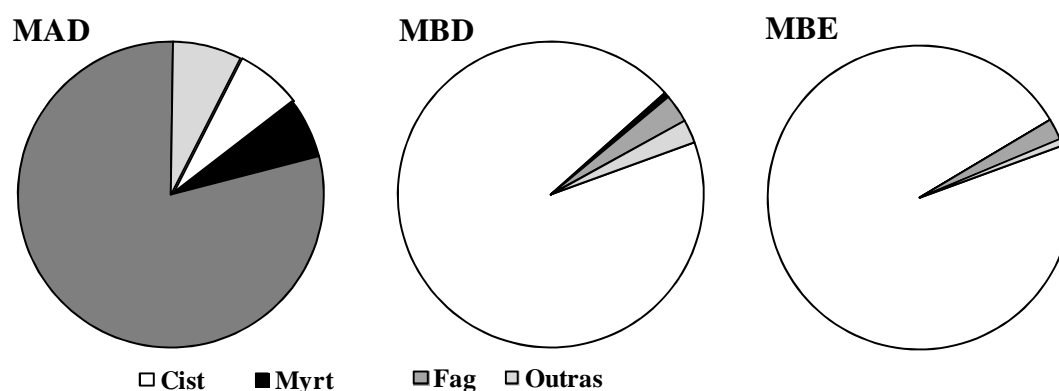
**Figura 3.2.1.** Valores médios da densidade (número de indivíduos por m<sup>2</sup>) e da percentagem de cobertura de arbustos nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,001$ ).

No caso de MAD a família mais representada foi *Fagaceae* (Fag) representada pela espécie *Quercus coccifera* que constituiu 79% do total, seguida da família *Cistaceae* (Cist), que inclui as espécies *Cistus salviifolius* (6%) e *Cistus ladanifer* (1%) e a família *Myrtaceae* (Myrt), com a espécie *Myrtus communis* (6%) (Figura 3.2.2). As famílias cuja densidade relativa média foi inferior a 0,5 foram agrupadas e nomeadas “Outras”, tendo a sua contribuição conjunta atingido 7%, repartidos por *Liliaceae* (*Ruscus aculeatus*), *Oleaceae* (*Phyllirea angustifolia*), *Ericaceae* (*Arbutus unedo*) e *Labiatae* (*Rosmarinus officinalis*).

Em MBD a família mais importante foi *Cistaceae*, representada pelas espécies *Cistus salviifolius* (91%) e *C. crispus* (3%), seguida por *Fagaceae*, representada por *Quercus coccifera* (3%) e *Myrtaceae*, representada por *Myrtus communis* (1%). Outras famílias, com uma contribuição de 2% do total, incluíam *Ericaceae* (*Arbutus unedo*), *Oleaceae* (*Phyllirea angustifolia* e *Olea europaea*), *Labiatae* (*Rosmarinus officinalis*), *Thymelaeaceae* (*Daphne gnidium*) e *Liliaceae* (*Asparagus aphyllus*) (Figura 3.2.2).

Em MBE a família com maior densidade relativa média foi *Cistaceae*, representada pelas espécies *C. salviifolius* (73%), *C. crispus* (18%) e *C. ladanifer* (6%). Verificou-se ainda a existência de *Fagaceae*, representada por *Quercus coccifera* (2%) e *Ericaceae* (*Arbutus unedo*) e *Liliaceae* (*Asparagus aphyllus*) que, em conjunto, representaram 1% do total (Figura 3.2.2).

Verificou-se a existência de diferenças muito significativas entre as proporções das diferentes famílias nos diferentes locais. A família *Fagaceae* foi significativamente mais abundante ( $P<0,001$ ) em MAD (79%), do que em MBD (3%) e MBE (2%). Por sua vez, a família *Cistaceae* foi significativamente mais abundante ( $P<0,001$ ) em MBE (97%) e MBD (94%) do que em MAD (7%). A família *Myrtaceae* estava significativamente ( $0,001\leq P<0,01$ ) mais representada em MAD (6%) do que em MBD (1%) e MBE (0%). No caso de outras famílias houve diferenças significativas ( $P<0,001$ ) entre MAD, MBD e MBE, tendo a densidade relativa média sido maior em MAD (7%) do que em MBD (2%), a qual foi superior a MBE (1%). Em MBD, este grupo apresentou menor densidade relativa, mas maior diversidade do que em MAD e em MBE. Em MBE verificou-se a menor diversidade e a menor densidade relativa de espécies e famílias de lenhosas (Tabela 3.2.1).



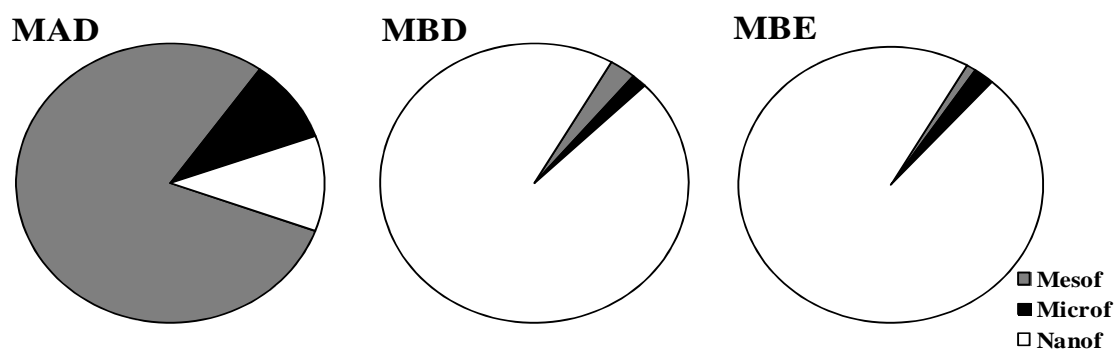
**Figura 3.2.2.** Proporções médias das diferentes famílias de lenhosas, com pelo menos 0,5 de densidade relativa, em pelo menos uma das áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esperso).

**Tabela 3.2.1.** Resultados da comparação (ANOVA *one-way*) das proporções médias das principais famílias das comunidades arbustivas nas áreas estudadas (MAD, MBD e MBE), seguida de testes à posteriori de Scheffé para determinar quais as parcelas diferentes. Letras diferentes na mesma coluna indicam proporções significativamente diferentes.

	<i>Cistaceae</i>	<i>Myrtaceae</i>	<i>Fagaceae</i>	Outras
MAD	a	a	a	a
MBD	b	b	b	b
MBE	b	b	b	c
NS	***	**	***	***

Os valores são médias±EP. \*\*\* $P<0,001$ , \*\* $0,001\leq P<0,01$ .

Tal como para as famílias, a abundância relativa dos tipos fisionômicos das espécies lenhosas diferiu entre as áreas estudadas (Figura 3.2.3 e Tabela 3.2.2). A maioria das plantas lenhosas identificadas em MAD incluía-se nos mesofanerófitos (Mesof), cuja proporção (79% do total) foi significativamente ( $P<0,001$ ) maior do que em MBD e MBE (1 a 3%). A proporção do solo de MAD coberto por microfanerófitos (Microf), embora bastante menor (10%), foi também significativamente  $0,01\leq P<0,05$  superior à de MBD e MBE (2%). Ao contrário dos Mesof e dos Microf, os nanofanerófitos (Nanof) apresentaram em MBD (95%) e MBE (97%) uma proporção de cobertura significativamente ( $P<0,001$ ) superior à de MAD.



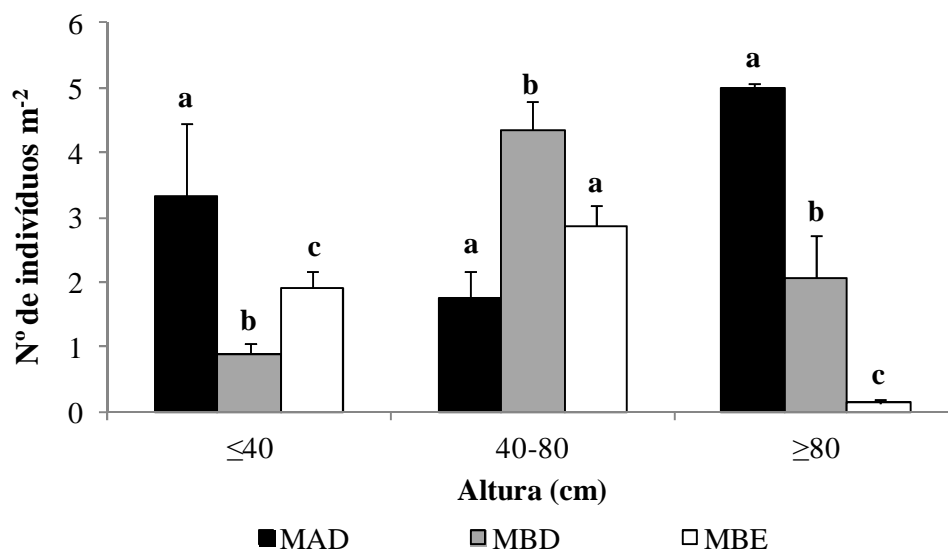
**Figura 3.2.3.** Cobertura média dos diferentes tipos fisionômicos de lenhosas nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso).

**Tabela 3.2.2.** Resultados da comparação (ANOVA *one-way*) da proporção de solo coberto pelos diferentes tipos fisionômicos das comunidades arbustivas nas áreas estudadas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso), seguida de testes à posteriori de Scheffé. Letras diferentes na mesma coluna indicam proporções significativamente diferentes.

	Mesofanerófitos	Microfanerófitos	Nanofanerófitos
MAD	a	a	a
MBD	b	b	b
MBE	b	b	b
NS	***	*	***

Os valores são médias±EP. \*\*\* $P<0,001$ , \* $0,01\leq P<0,05$ .

Em linha com as diferentes abundâncias relativas das famílias e dos tipos fisionómicos, também se determinaram diferenças significativas ( $P<0,01$ ) entre as alturas médias do estrato arbustivo das três parcelas. Os arbustos predominantes em MAD, na sua maioria *Q. coccifera*, tinham uma altura superior a 80 cm (50% do total), enquanto em MBD e MBE a maioria dos arbustos (cerca de 60%) se incluía em espécies do género *Cistus* e tinham altura compreendida entre 40 e 80 cm (Figura 3.2.4 e Tabela 3.2.3).



**Figura 3.2.4.** Valores médios da densidade (número de indivíduos por m<sup>2</sup>) de arbustos por classes de altura (≤40 cm, 40-80 cm e ≥80 cm) nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,01$ ).

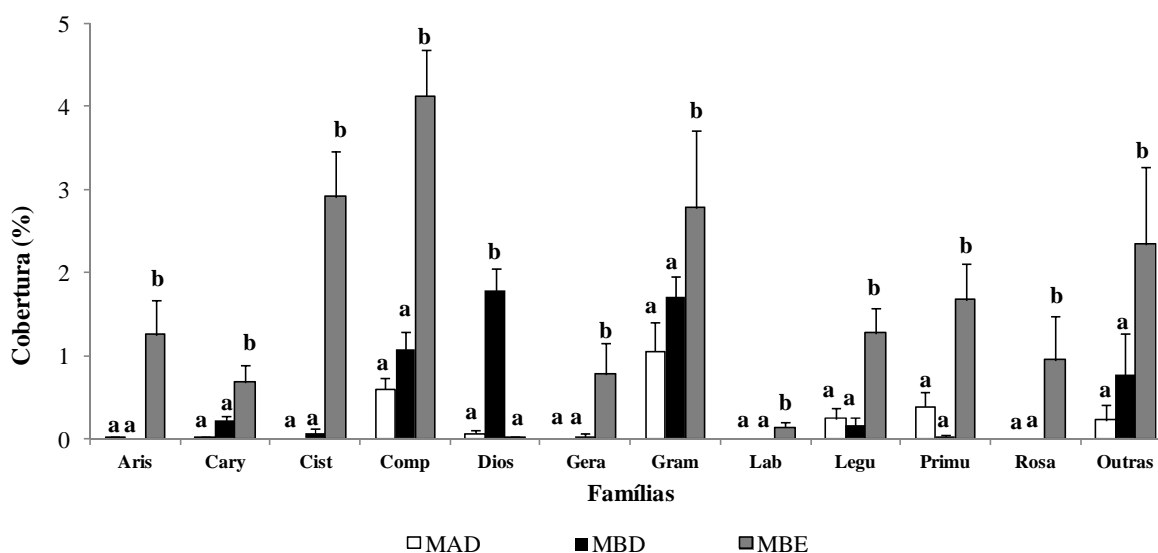
**Tabela 3.2.3.** Contribuição percentual da cada espécie arbustiva para a densidade determinada em cada classe de altura (a negrito as principais espécies e alturas respectivas).

	MAD			MBD			MBE		
	≤40	40-80	≥80	≤40	40-80	≥80	≤40	40-80	≥80
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	4	4	0	1	1	0	3
<i>Asparagus aphyllus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cistus crispus</i>	0	0	0	9	0	0	<b>25</b>	1	0
<i>Cistus ladanifer</i>	1	0	0	0	0	0	0	2	<b>95</b>
<i>Cistus salviifolius</i>	0	14	9	<b>63</b>	<b>99</b>	<b>94</b>	<b>70</b>	<b>95</b>	0
<i>Daphne gnidium</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Myrtus communis</i>	0	0	13	4	0	0	0	0	0
<i>Olea europaea</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phyllirea angustifolia</i>	1	0	3	1	0	0	0	0	0
<i>Pistacia lentiscus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Quercus coccifera</i>	<b>98</b>	<b>85</b>	<b>65</b>	15	0	4	3	2	3
<i>Rosmarinus officinalis</i>	0	1	2	1	0	0	0	0	0
<i>Ruscus aculeatus</i>	1	0	4	0	0	0	0	0	0

### 3.3. Vegetação herbácea

Em toda a área de estudo, registou-se um total de 57 espécies de herbáceas pertencentes a 22 famílias (Anexo II). As famílias mais abundantes foram a família *Compositae* (Comp), seguida das famílias *Cistaceae* (Cist) e *Gramineae* (Gram).

A maior percentagem de cobertura ( $P<0,01$ ) registou-se em MBE, relativamente a MBD e a MAD, para as principais famílias identificadas, *Aristolochiaceae* (ARI), *Caryophyllaceae* (CAR), *Cistaceae* (CIS), *Compositae* (COM), *Gramineae* (GRAM), *Leguminosae* (LEG), *Primulaceae* (PRIM), *Rosaceae* (ROS), *Geraniaceae* (GER) e *Labiatae* (LAB). Para as famílias que apresentaram uma percentagem de cobertura inferior a 0,500 em todas as áreas (*Campanulaceae*, *Cruciferae*, *Cytinaceae*, *Guttiferae*, *Liliaceae*, *Orchidaceae*, *Polygonaceae*, *Rubiaceae*, *Scrophulariaceae* e *Valerianaceae*), que foram somadas e apresentadas como "Outras", a maior percentagem de cobertura foi também registada em MBE (Figura 3.3.1). A família *Dioscoreaceae* (Dios) constituiu uma exceção, já que a percentagem de cobertura foi significativamente maior ( $P<0,05$ ) em MBD. A parcela MAD foi a que apresentou menor percentagem de cobertura de herbáceas.



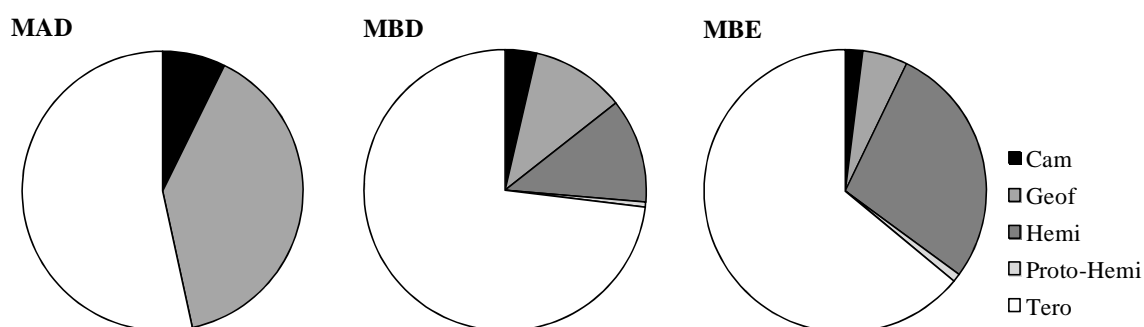
**Figura 3.3.1.** Valores médios da percentagem de cobertura das principais famílias, com pelo menos 0,5 % de cobertura em pelo menos uma das áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBD-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,05$ ).

De todas as espécies, o tipo fisionómico mais representado em todos os locais, MAD, MBD e MBE, foram os terófitos (Tero), respetivamente com uma cobertura média de,  $1,4\pm0,5$ ,  $4,3\pm0,2$  e  $12,1\pm2,3$  (Figura 3.3.2). Os restantes tipos fisionómicos, com cobertura média por ordem decrescente, foram os hemicriptófitos (Hemi), os



géofitos (Geof), os caméfitos (Cam) e os proto-hemicriptófitos (Proto-Hemi). Contudo, em MAD não se observaram hemicriptófitos nem proto-hemicriptófitos.

A cobertura média de terófitos em MBD e MBE foi semelhante e significativamente superior ( $P<0,001$ ) à de MAD. Os hemicriptófitos apresentaram diferenças muito significativas ( $P<0,001$ ) entre os três locais de estudo (Figura 3.2.2 e Tabela 3.2.1). Este tipo fisionómico apresentou maior cobertura média em MBE ( $5,3\pm1,2$ ), seguido de MBD ( $0,7\pm0,2$ ), não se tendo observado em MAD ( $0,0\pm0,0$ ). Os géofitos e os caméfitos, pelo contrário, apresentaram maior cobertura média em MAD, seguindo-se a de MBD e tendo a de MBE sido a mais baixa. No caso de Proto-Hemicriptófitos não se verificaram diferenças significativas entre as diferentes parcelas (Tabela 3.3.1).



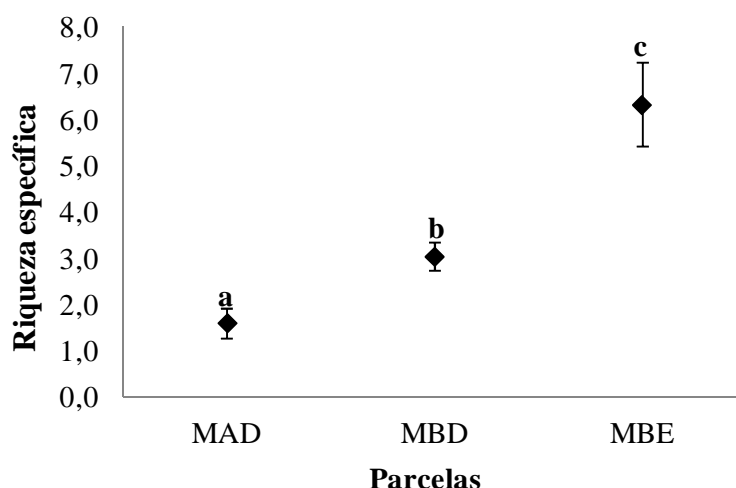
**Figura 3.3.2.** Cobertura média dos diferentes tipos fisionómicos de herbáceas nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso).

**Tabela 3.3.1.** Resultados da comparação da proporção de solo coberto pelos diferentes tipos fisionómicos das comunidades herbáceas nas áreas estudadas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). Letras diferentes na mesma coluna indicam proporções significativamente diferentes (ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes).

	Tero	Hemi	Proto-Hemi	Geof	Cam
MAD	a	a	a	a	a
MBD	b	b	a	b	b
MBE	b	c	a	c	b
ns	***	***	ns	***	**

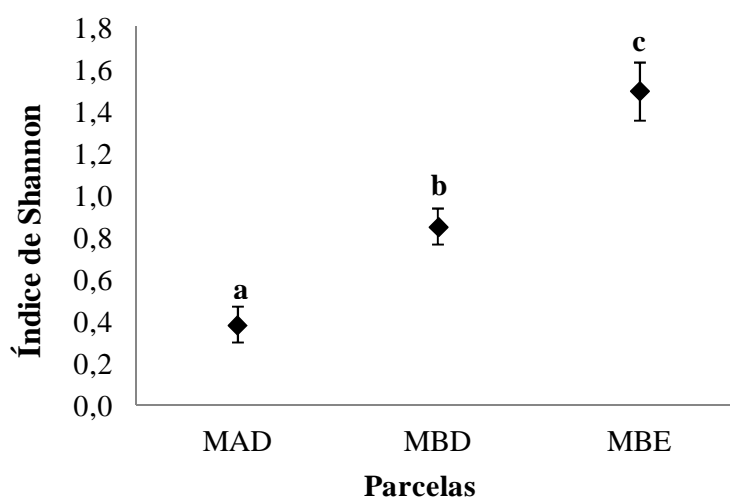
Os valores são médias $\pm$ EP. \*\*\* $P<0,001$ , \*\* $0,001\leq P<0,01$ , ns não significativo.

A riqueza específica média nos três locais diminuiu à medida que aumentou a densidade e altura dos arbustos, tendo-se verificado a existência de diferenças muito significativas ( $P<0,001$ ) entre os três locais (Figura 3.3.3). A riqueza específica média em MBE ( $6,3\pm0,9$ ) foi muito superior à que se verificou em MBD ( $3,0\pm0,3$ ), que por sua vez, foi superior à determinada em MAD ( $1,6\pm0,3$ ).



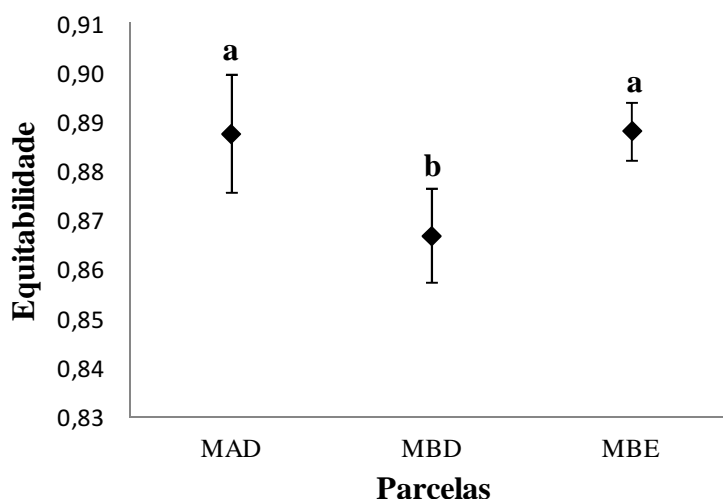
**Figura 3.3.3.** Riqueza específica média nos três locais de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,05$ ).

Tal como a riqueza específica, o índice de diversidade de Shannon apresentou diferenças muito significativas ( $P<0,001$ ) entre os três locais (Figura 3.3.4). Para além disso, também diminuiu à medida que aumentou a densidade e a altura dos arbustos, ou seja, a abundância e a riqueza específica aumentaram com a diminuição da densidade e a altura do mato. O valor médio do índice de Shannon foi em MBE ( $1,5\pm0,1$ ) muito superior ao que se registou em MBD ( $0,9\pm0,09$ ) que, por sua vez, foi superior ao encontrado em MAD ( $0,4\pm0,9$ ).



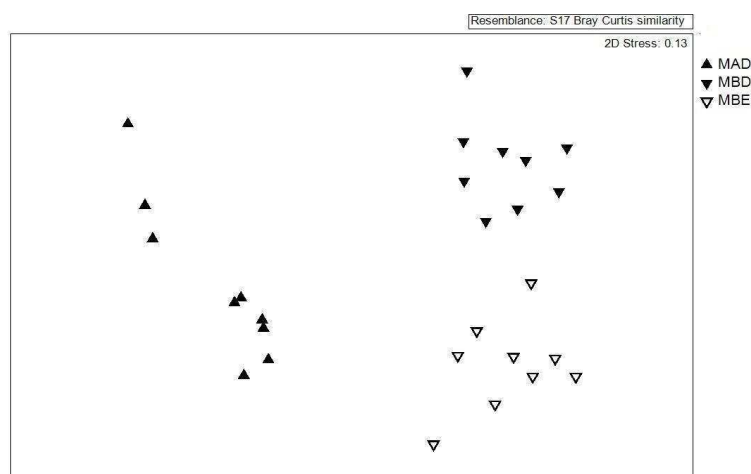
**Figura 3.3.4.** Valores médios do índice de diversidade de Shannon nos três locais de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,05$ ).

Os valores médios da equitabilidade em MAD e em MBE foram estatisticamente idênticos ( $0,89 \pm 0,01$ ). Contudo, em MBD a equitabilidade foi significativamente ( $P < 0,05$ ) mais baixa ( $0,87 \pm 0,01$ ), o que indica maior semelhança entre as proporções das diferentes espécies em MAD e MBE do que em MBD (Figura 3.3.5).

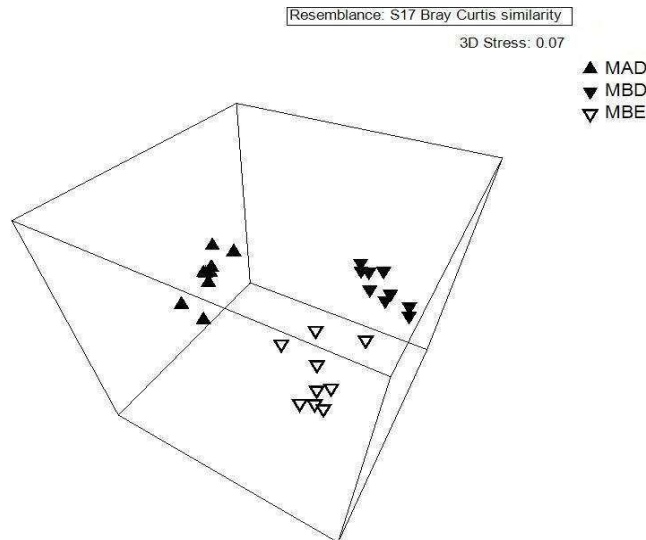


**Figura 3.3.5.** Valores médios da equitabilidade nos três locais de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA *one-way*, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ).

A análise não-métrica de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) baseada na composição e abundância das espécies expressou um padrão de variação regular nos três locais, mais facilmente observável no diagrama a 3 dimensões, onde o nível de *stress* foi mais reduzido (Figuras 3.3.6 e 3.3.7).



**Figura 3.3.6.** Diagrama da análise não-métrica de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) baseada na composição e abundância das espécies das áreas amostradas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). O *stress value* indica o grau de ajustamento de todos os pontos em duas dimensões.



**Figura 3.3.7.** Diagrama da análise não-métrica de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) baseada na composição e abundância das espécies das áreas amostradas (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). O *stress value* indica o grau de ajustamento de todos os pontos em três dimensões.

Pela análise do dendrograma foi possível observar como se distribuem os diferentes grupos. A divisão primária, ou de nível 1 (30%), traduziu uma clara separação entre MAD e MB (MBD e MBE). Esta separação significa que as comunidades existentes em mato alto (MAD) são diferentes das existentes em mato baixo (que inclui MBD e MBE). Uma divisão secundária, ou de nível 2 (40%) mostrou a separação entre MBD e MBE, ou seja, a separação das comunidades do mato baixo em dois grupos segundo a densidade arbustiva. Esta separação dos três grupos foi confirmada pela análise de similaridade (ANOSIM) entre as comunidades dos três locais de amostragem (MAD, MBD e MBE), que mostrou diferenças significativas entre todos os locais (Tabela 3.3.2).

**Tabela 3.3.2.** Resultados da análise de similaridade (ANOSIM) para as comunidades de todos os locais de amostragem (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso).

Grupos	R statistic	Nível de significância (%)	Diferença significativa	Permutações possíveis	Permutações reais	Número $\geq$ observado
MAD, MBD	0,962	0,1	YES	243108	999	0
MAD, MBE	0,904	0,1	YES	243108	999	0
MBD, MBE	0,831	0,1	YES	243108	999	0

R global=0,893

Através da análise SIMPER, identificaram-se as espécies responsáveis pela similaridade/dissimilaridade entre as comunidades. Apenas se apresentam as espécies cuja contribuição percentual acumulada para a dissimilaridade foi cerca de 50%. As espécies mais responsáveis pela dissimilaridade entre MAD e MBD foram *Tuberaria guttata* (a que mais contribuiu), *Asterolinum linum-stellatum*, *Rubia peregrina*, *Geranium robertianum*, *Gastridium ventricosum*, *Avena sterilis*, *Paronychia cymosa* e *Cytinus hypocistis* (Tabela 3.3.3).

**Tabela 3.3.3.** Espécies determinadas pela análise SIMPER como as mais responsáveis pela dissimilaridade entre MAD e MBD. As espécies estão listadas de acordo com a contribuição percentual para a dissimilaridade respectiva (Cont.). Os números à direita refletem a contribuição percentual acumulada de cada espécie (Cum.).

MAD e MBD - Dissimilaridade média: 84,00		
Espécies	Cont. (%)	Cum. (%)
<i>Tuberaria guttata</i>	11,47	11,47
<i>Asterolinum linum-stellatum</i>	8,73	20,19
<i>Rubia peregrina.</i>	7,62	27,81
<i>Geranium robertianum</i>	7,23	35,04
<i>Gastridium ventricosum</i>	4,63	39,67
<i>Avena sterilis</i>	4,51	44,19
<i>Paronychia cymosa</i>	4,48	48,66
<i>Cytinus hypocistis</i>	4,36	53,02

As espécies mais responsáveis pela dissimilaridade entre MAD e MBE foram *Tuberaria guttata*, *Andryala integrifolia*, *Asterolinum linum-stellatum*, *Rubia peregrina*, *Senecio vulgaris*, *Briza maxima*, *Bromus hordeaceus*, *Stellaria media*, *Aetheorhiza bulbosa bulbosa*, *Paronychia cymosa*, *Gastridium ventricosum*, *Cytinus hypocistis* e *Galium minutulum* (Tabela 3.3.4).

**Tabela 3.3.4.** Espécies determinadas pela análise SIMPER como as mais responsáveis pela dissimilaridade entre MAD e MBE. As espécies estão listadas de acordo com a contribuição percentual para a dissimilaridade respectiva (Cont.). Os números à direita refletem a contribuição percentual acumulada de cada espécie (Cum.).

MAD e MBE - Dissimilaridade média: 81,22		
Espécies	Cont. (%)	Cum. (%)
<i>Tuberaria guttata</i>	6,12	6,12
<i>Andryala integrifolia.</i>	4,97	11,09
<i>Asterolinum linum-stellatum</i>	4,66	15,76
<i>Rubia peregrina</i>	4,6	20,35
<i>Senecio vulgaris</i>	4,59	24,95
<i>Briza maxima</i>	4,34	29,29
<i>Bromus hordeaceus</i>	4,21	33,5
<i>Stellaria media</i>	3,38	36,88
<i>Aetheorhiza bulbosa bulbosa</i>	3,01	39,89
<i>Paronychia cymosa</i>	2,95	42,84
<i>Gastridium ventricosum</i>	2,76	45,6
<i>Cytinus hypocistis</i>	2,74	48,34
<i>Galium minutulum</i>	2,68	51,02

As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre MBD e MBE foram *Tuberaria guttata*, *Andryala integrifolia*, *Bromus hordeaceus*, *Briza maxima*, *Geranium robertianum*, *Senecio vulgaris*, *Aetheorhiza bulbosa*, *Muscari comosum*, *Aristolochia pistolochia*, *Avena sterilis*, *Stellaria media*, *Sanguisorba minor* e *Silene scabriflora* (Tabela 3.3.5).

**Tabela 3.3.5.** Espécies determinadas pela análise SIMPER como as mais responsáveis pela dissimilaridade entre MBD e MBE. As espécies estão listadas de acordo com a contribuição percentual para a dissimilaridade respectiva (Cont.). Os números à direita refletem a contribuição percentual acumulada de cada espécie (Cum.).

---

MBD e MBE - Dissimilaridade média: 69,77

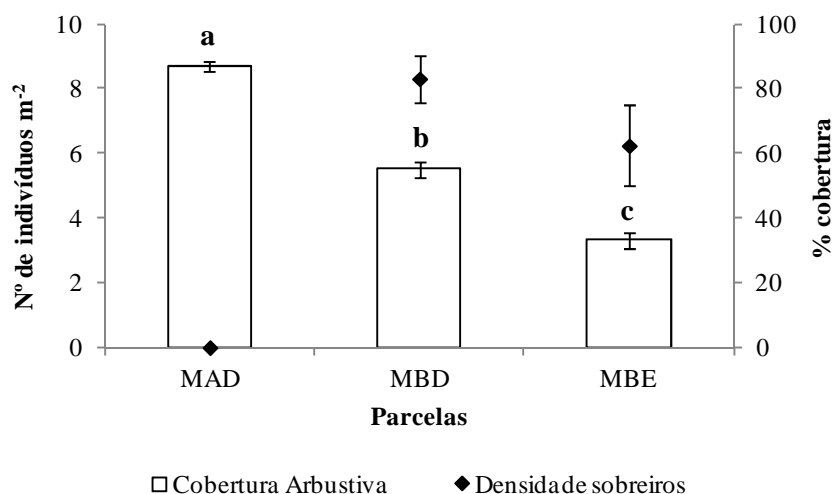
---

Espécies	Cont. (%)	Cum. (%)
<i>Tuberaria guttata</i>	7,07	7,07
<i>Andryala integrifolia.</i>	5,54	12,61
<i>Bromus hordeaceus</i>	4,76	17,37
<i>Briza maxima</i>	4,16	21,53
<i>Geranium robertianum</i>	4,07	25,6
<i>Senecio vulgaris</i>	3,48	29,08
<i>Aetheorhiza bulbosa bulbosa</i>	3,43	32,5
<i>Muscari comosum</i>	3,11	35,61
<i>Aristolochia pistolochia</i>	3,04	38,65
<i>Avena sterilis</i>	2,97	41,62
<i>Stellaria media</i>	2,78	44,4
<i>Sanguisorba minor</i>	2,71	47,11
<i>Silene scabriflora</i>	2,70	49,81

---

### 3.4. Regeneração de sobreiros

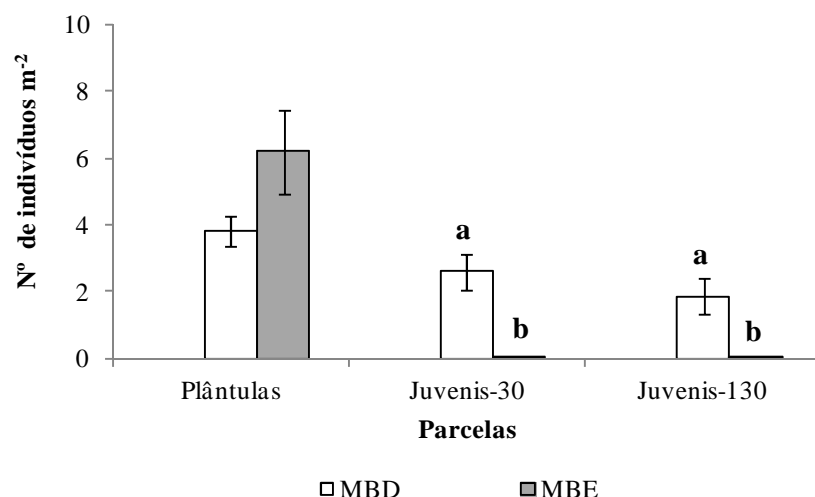
Em MAD, a parcela com maior densidade e percentagem de cobertura de lenhosas (10 indivíduos  $m^{-2}$  e 87%, respetivamente), na sua maioria *Q. coccifera*, não se observou regeneração de sobreiro. Foram determinados zero sobreiros para todas as classes etárias (plântulas, juvenis até 30 cm e juvenis 30-130 cm). Pelo contrário, em MBD e MBE, sob coberto de *C. salviifolius* (a espécie predominante em ambas as parcelas) observou-se a existência de sobreiros jovens, sem diferenças significativas ( $P=0,159$ ) entre as duas parcelas (Figura 3.4.1). Ainda assim, a comparação entre MBD e MBE mostra uma tendência para maior regeneração na parcela com maior densidade e cobertura de lenhosas (8 indivíduos  $m^{-2}$  e 55% de cobertura), MBD, que apresentou em média  $8 \pm 1$  sobreiros  $m^{-2}$ . Em MBE (com 5 indivíduos lenhosos  $m^{-2}$  e 33% de cobertura), a densidade de sobreiros jovens foi de  $6 \pm 1$   $m^{-2}$ .



**Figura 3.4.1.** Densidade de sobreiros (nº de indivíduos  $m^{-2}$ ) e % de cobertura arbustiva nas áreas de estudo (MAD-Mato Alto Denso, MBE-Mato Baixo Denso e MBE-Mato Baixo Esparso). ANOVA one-way, seguida de testes Scheffé à posteriori para determinar quais as parcelas diferentes. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P < 0,001$ ).

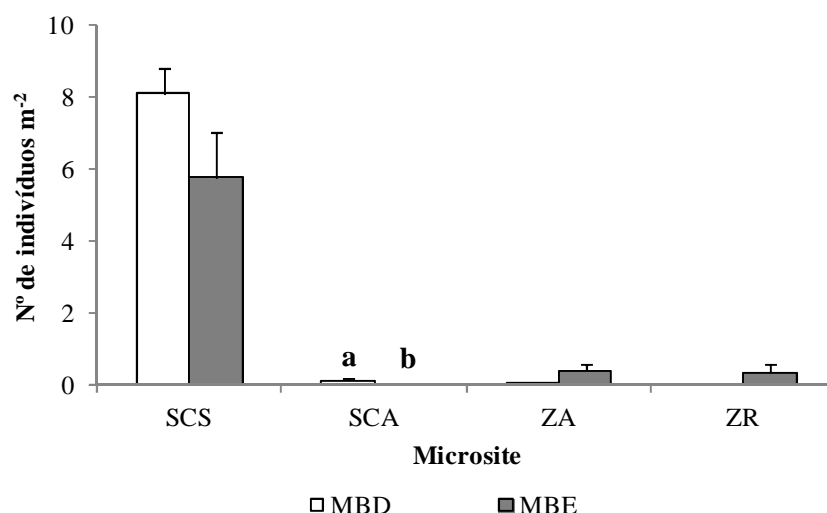
A análise comparativa de MBD e MBE no respeitante à distribuição dos sobreiros jovens pelas diferentes classes etárias mostra a inexistência de diferenças significativas entre as densidades de plântulas ( $P=0,086$ ). Contudo, tanto a densidade de juvenis-30 como a de juvenis-130 foi significativamente mais elevada ( $P < 0,001$  e  $P < 0,01$ ) em MBD ( $3 \pm 1$  e  $2 \pm 1$  sobreiros  $m^{-2}$ , respetivamente) do que em MBE ( $0,03 \pm 0,01$  e  $0,004 \pm 0,004$  sobreiros  $m^{-2}$ , respetivamente) (Figura 3.4.2). Assim, enquanto em MBD os sobreiros novos se repartiam entre plântulas (46% do total), juvenis até 30 cm (31%) e juvenis 30-130 cm (23%), em MBE eram quase na totalidade plântulas (cerca de 100%).





**Figura 3.4.2.** Densidade de sobreiros por classes etárias (nº de indivíduos por m<sup>2</sup>) (Plântulas: Diâmetro da base (DB) inferior a 1 cm e altura (h) inferior a 10 cm; Juvenis: diâmetro da base entre 1 e 5 cm, divididos em: Juvenis-30: h<30 cm; Juvenis 130: 30<h<130 cm). Testes *t* para determinação de diferenças entre as parcelas. As barras representam o erro padrão da média. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,05$ ).

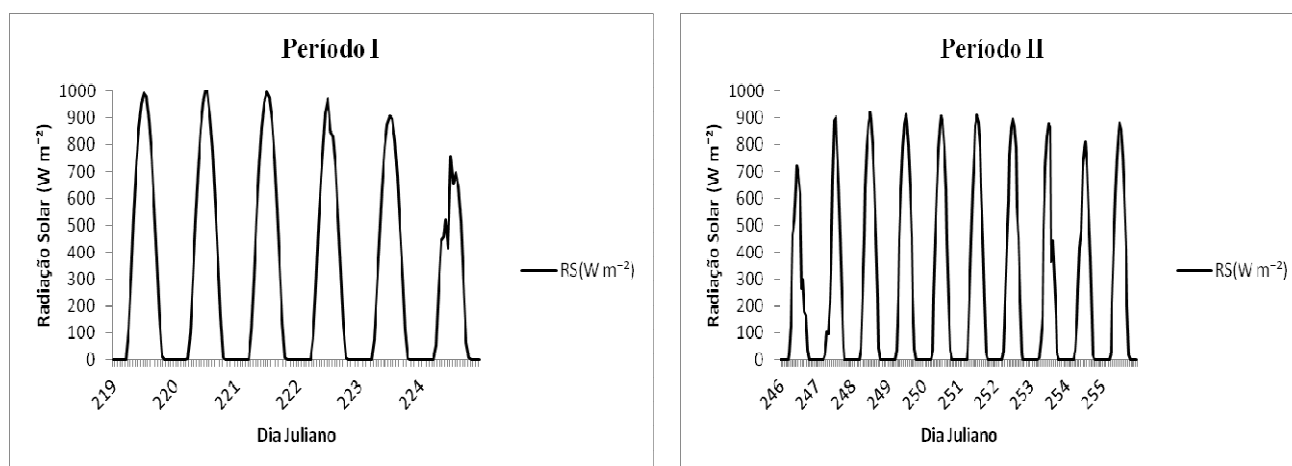
Relativamente ao *microsite*, a maior densidade de sobreiros observou-se sob a copa de sobreiros adultos, com valores idênticos ( $P=0,116$ ) em ambas as parcelas com regeneração (Figura 3.4.3). Em comparação com estas densidades, as determinadas para os restantes *microsites* foram muito reduzidas. Contudo se, em vez de 1 m<sup>2</sup>, tomarmos 1 ha (unidade mais usual para vegetação arbórea) como unidade de referência, as densidades obtidas já serão consideráveis. Desta forma, as densidades dos sobreiros regenerados fora da copa de sobreiro corresponderão a  $2.185 \pm 668$  sobreiros ha<sup>-1</sup> em MBD e  $7.444 \pm 2.900$  sobreiros ha<sup>-1</sup> em MBE. Para a sua distribuição pelos diferentes *microsites* de cada parcela, as proporções obtidas em MBD foram de 66% do total sob a copa de arbustos (maioritariamente *C. salviifolius*) e 34% em zonas abertas, não se tendo observado regeneração em zonas rochosas. Em MBE não se observou regeneração sob a copa dos arbustos, enquanto 54 e 46% estavam em zonas abertas e em zonas rochosas, respetivamente. As densidades dos sobreiros regenerados sob a copa de arbustos foi significativamente mais elevada em MBD do que em MBE ( $P<0,05$ ). Provavelmente, a regeneração observada em zonas abertas e em zonas rochosas não diferiu significativamente entre as duas parcelas ( $P=0,076$  e  $P=0,216$ ), devido à elevada dispersão dos dados (verificada através dos elevados valores dos erros padrão).

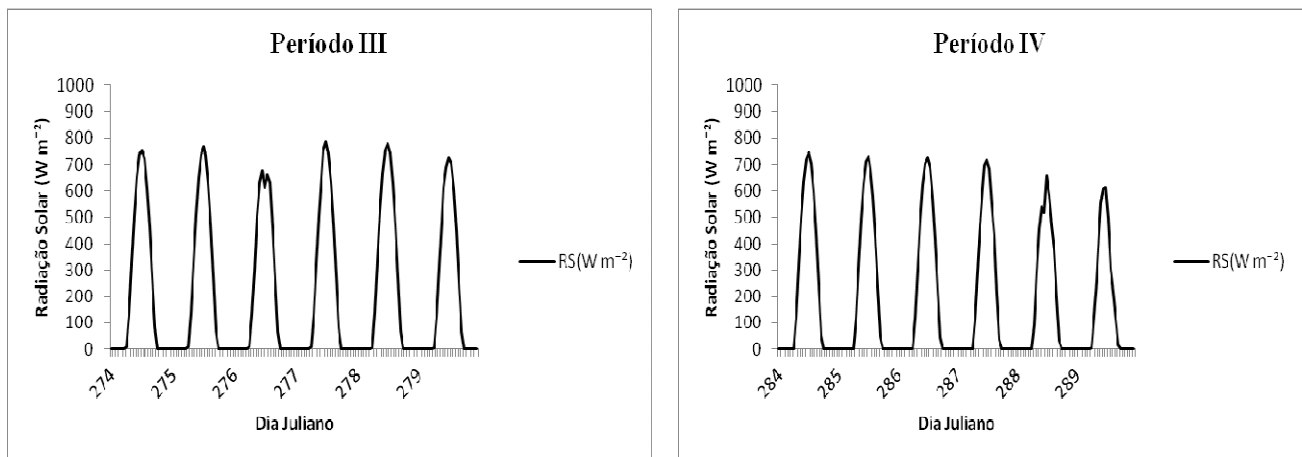


**Figura 3.4.3.** Densidade de sobreiros por *microsite* (nº de indivíduos por m<sup>2</sup>) (SCS - Sob Copa de Árvore (sobreiro), SCA - Sob Copa de Arbusto, ZA – Zona Aberta, ZR – Zona Rochosa). As barras representam o erro padrão da média. Testes *t* para determinação de diferenças entre as parcelas. Médias assinaladas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $P<0,05$ ).

### 3.5. Fatores ambientais

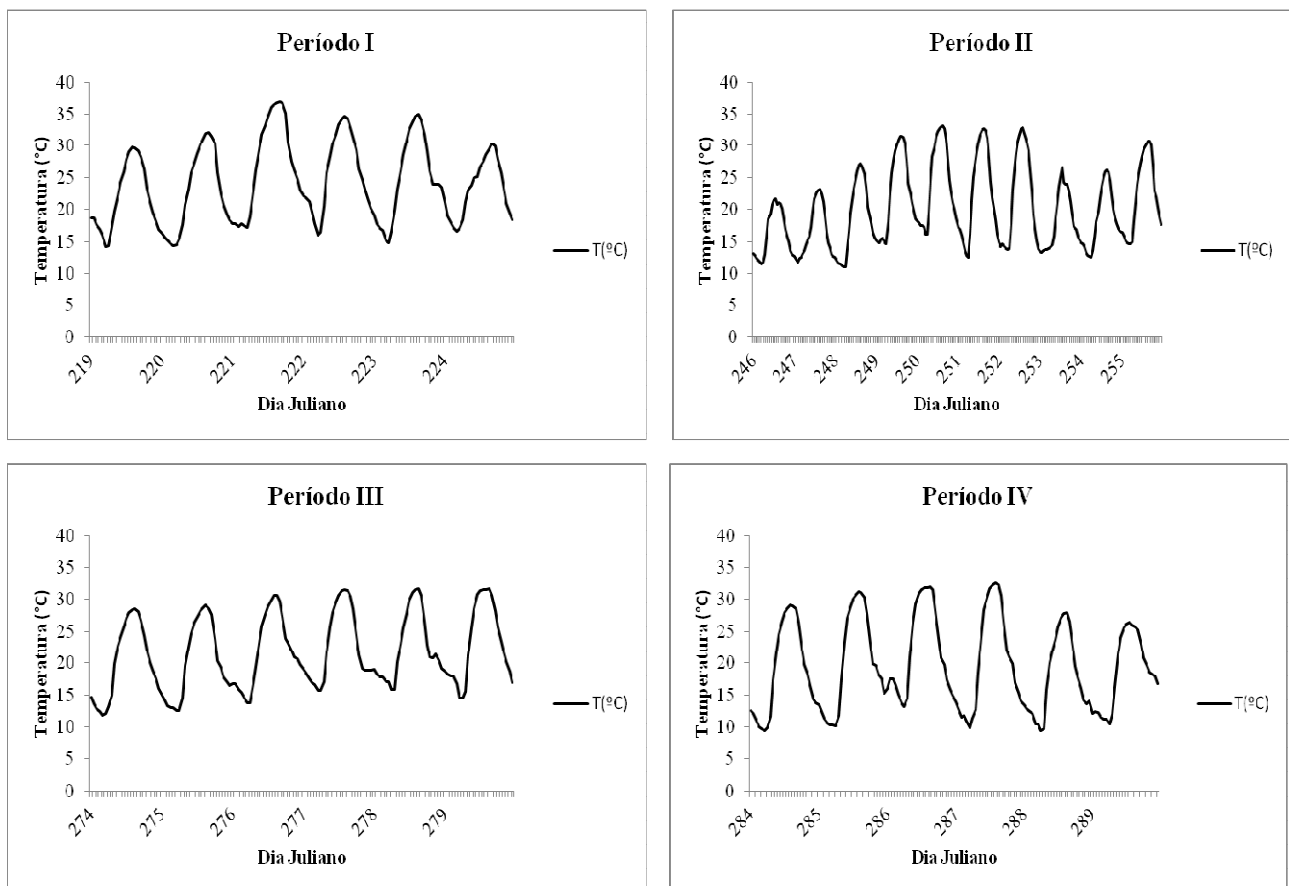
A radiação solar (RS) mais elevada registou-se ao longo do Período I (1000 W m<sup>-2</sup>), sofrendo um ligeiro decréscimo até ao dia 224, em que atingiu 750 W m<sup>-2</sup>. Neste período a radiação solar média foi de 314 W m<sup>-2</sup>±30,1. No Período II a radiação solar média foi de 259 W m<sup>-2</sup>±21,2. Ao longo do Período III e IV, a radiação solar média variou entre os 218 W m<sup>-2</sup>±23,7 e 193 W m<sup>-2</sup>±21,7, respetivamente (Figura 3.5.1).





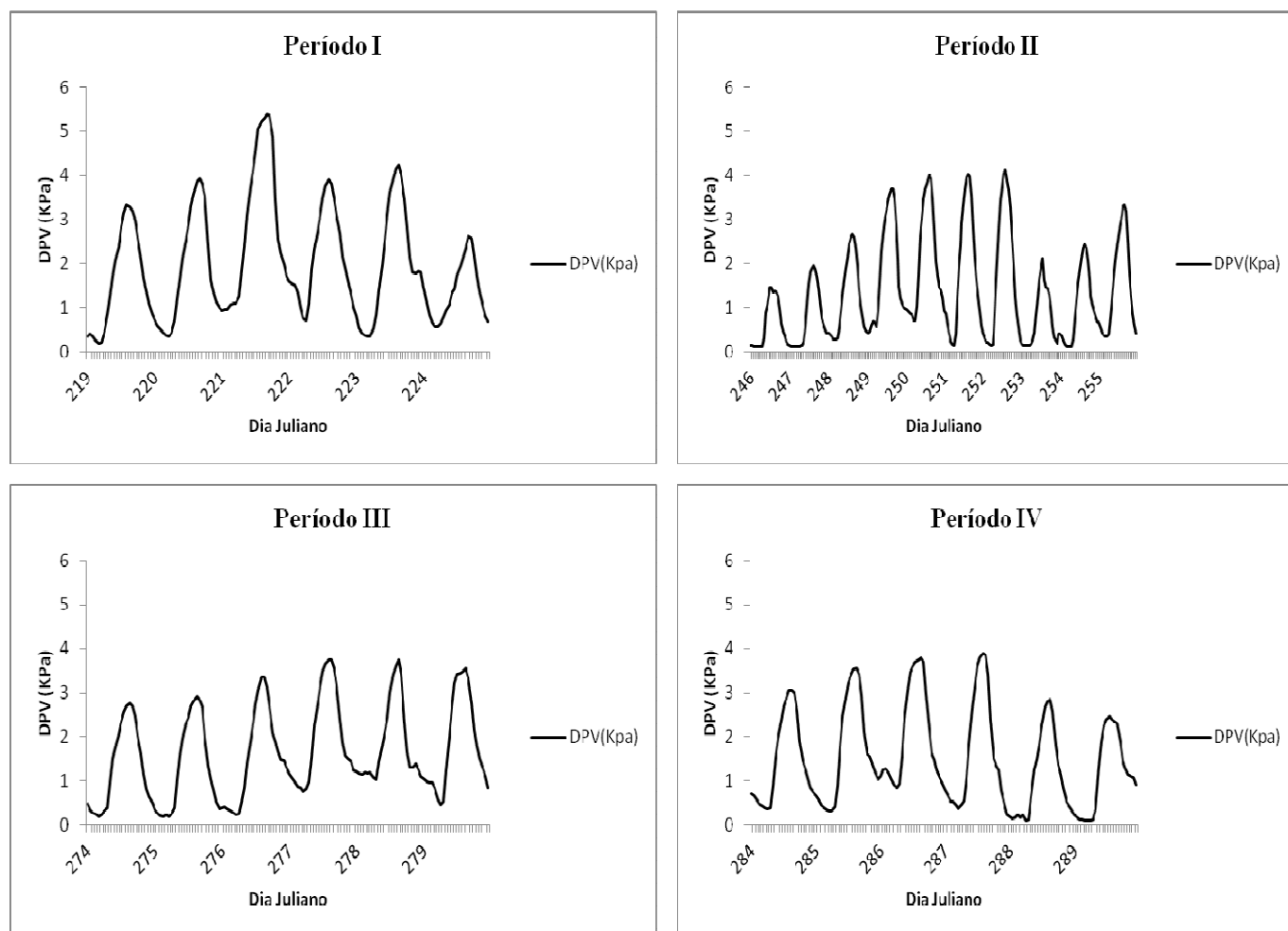
**Figura 3.5.1.** Variação da radiação solar ( $\text{RS W m}^{-2}$ ) diária em cada período temporal (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) do ano de 2011.

A temperatura do ar ( $T$ ) mais elevada registou-se durante do Período I ( $37^\circ\text{C}$ ). Neste período a temperatura média registada foi de  $24^\circ\text{C} \pm 0,5$ . No Período II a temperatura média foi de  $20^\circ\text{C} \pm 0,4$ , no Período III foi de  $22^\circ\text{C} \pm 0,5$  e no Período IV foi de  $20^\circ\text{C} \pm 0,6$  (Figura 3.5.2).



**Figura 3.5.2.** Variação da Temperatura do ar ( $T^\circ\text{C}$ ) diária em cada período temporal (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) do ano de 2011.

O Déficit de pressão de vapor (DPV) mais elevado registou-se durante do Período I ( $1,99\text{KPa}\pm 0,11$ ). No Período II o DPV foi de  $1,36\text{KPa}\pm 0,07$ , no Período III foi de  $1,65\text{KPa}\pm 0,09$  e no Período IV foi de  $1,52\text{KPa}\pm 0,09$  (Figura 3.5.3).



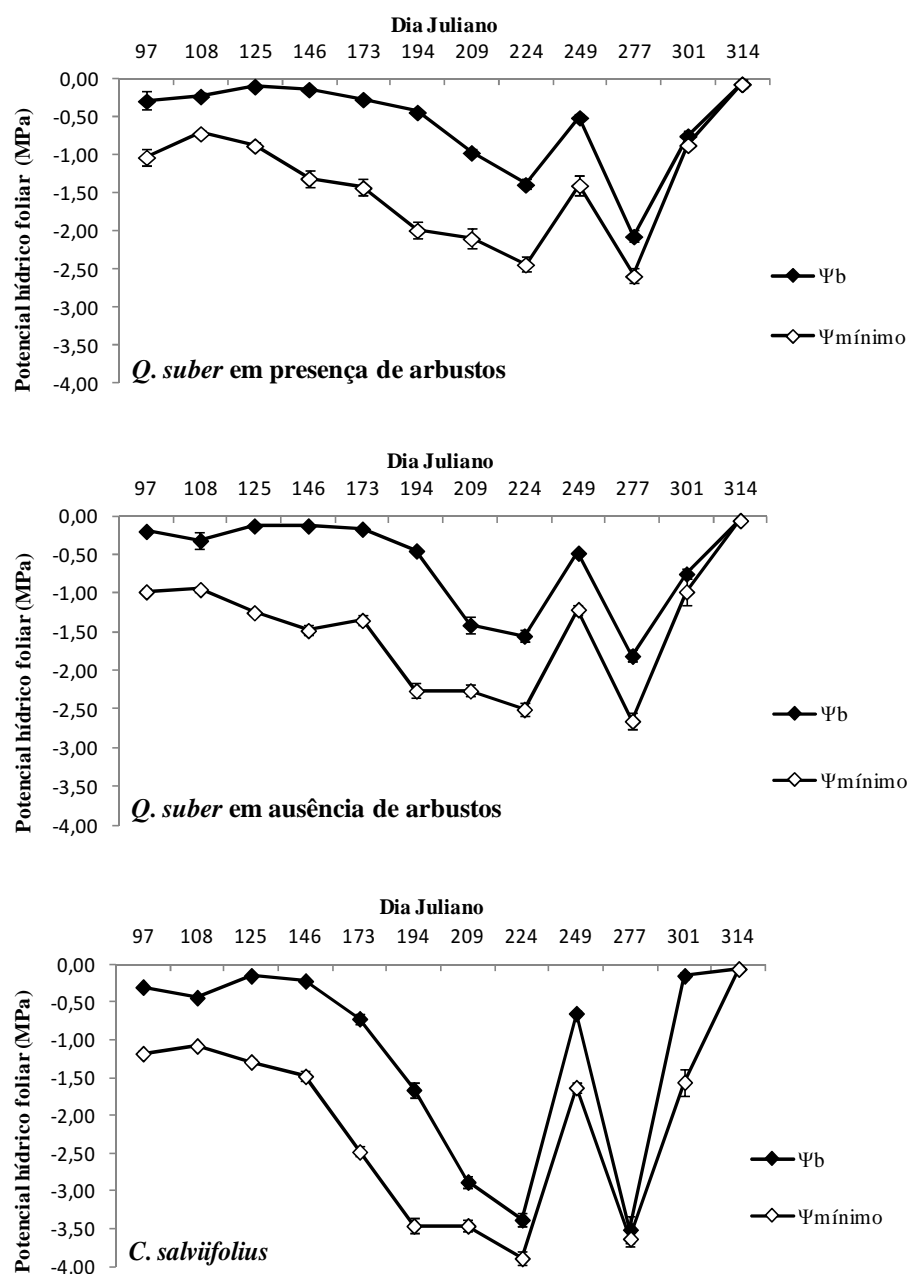
**Figura 3.5.3.** Variação do Déficit de Pressão de Vapor (DPV KPa) diária em cada período temporal (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação) do ano de 2011.

### 3.6. Potencial hídrico foliar

Na Figura 3.6.1 e Tabela 3.6.1, apresentam-se os resultados das medições do potencial hídrico foliar medido de madrugada ( $\Psi_b$ ) e ao meio-dia solar ( $\Psi_{\text{mínimo}}$ ) desde Abril a Novembro de 2011.

Verificaram-se diferenças significativas entre os valores de potencial hídrico em presença de arbustos, em ausência de arbustos e com os valores de *Cistus salviifolius*. Em todos os casos, o dia 224 mostra valores de potencial hídrico foliar baixos (entre -1,0 e -2,5 MPa nos sobreiros e entre -3,0 e -4,0 MPa no caso dos arbustos), indicando que as plantas estavam em *stress* hídrico. O dia 249 apresenta valores de potencial hídrico mais elevados (entre -0,5 e -1,5 MPa nos sobreiros jovens e nos arbustos),

sugerindo um período em que a água estaria mais disponível. Posteriormente, dia 277 evidencia novamente um período de déficit hídrico, com valores de potencial hídrico mais baixos (entre -1,5 e -3,0 MPa nos sobreiros jovens e -3,5 MPa nos arbustos) e entre os dias 301 e 314 é possível verificar a recuperação do estado hídrico das plantas, atingindo valores de potencial hídrico foliar máximos (próximos de zero). No dia 314, os valores de  $\Psi_b$  e  $\Psi_{\text{mínimo}}$  foram idênticos, devido a este ter sido um dia de céu nublado, em que a radiação solar teve valor de 109,6 ( $\text{W m}^{-2}$ ).



**Figura 3.6.1.** Evolução sazonal dos potenciais hídricos foliares de base ( $\Psi_b$ ) e mínimos ( $\Psi_{\text{mínimo}}$ ) dos sobreiros jovens em presença de arbustos (*Q. suber* em presença de arbustos, n=4), dos sobreiros jovens em ausência de arbustos (*Q. suber* em ausência de arbustos, n=4) e dos arbustos (*C. salviifolius*, n=4).

Os valores de potencial hídrico base ( $\Psi_b$ ) e os valores de potencial hídrico mínimo ( $\Psi_{\text{mínimo}}$ ) dos sobreiros jovens em presença de arbustos são mais baixos ( $\Psi$  mais negativos) do que em ausência destes. Foi possível verificar ainda, que os valores de potencial hídrico dos *C. salviifolius* foram, em geral, mais baixos do que os valores dos sobreiros ( $\Psi$  mais negativo), principalmente durante os períodos de stress hídrico (Período I e Período III).

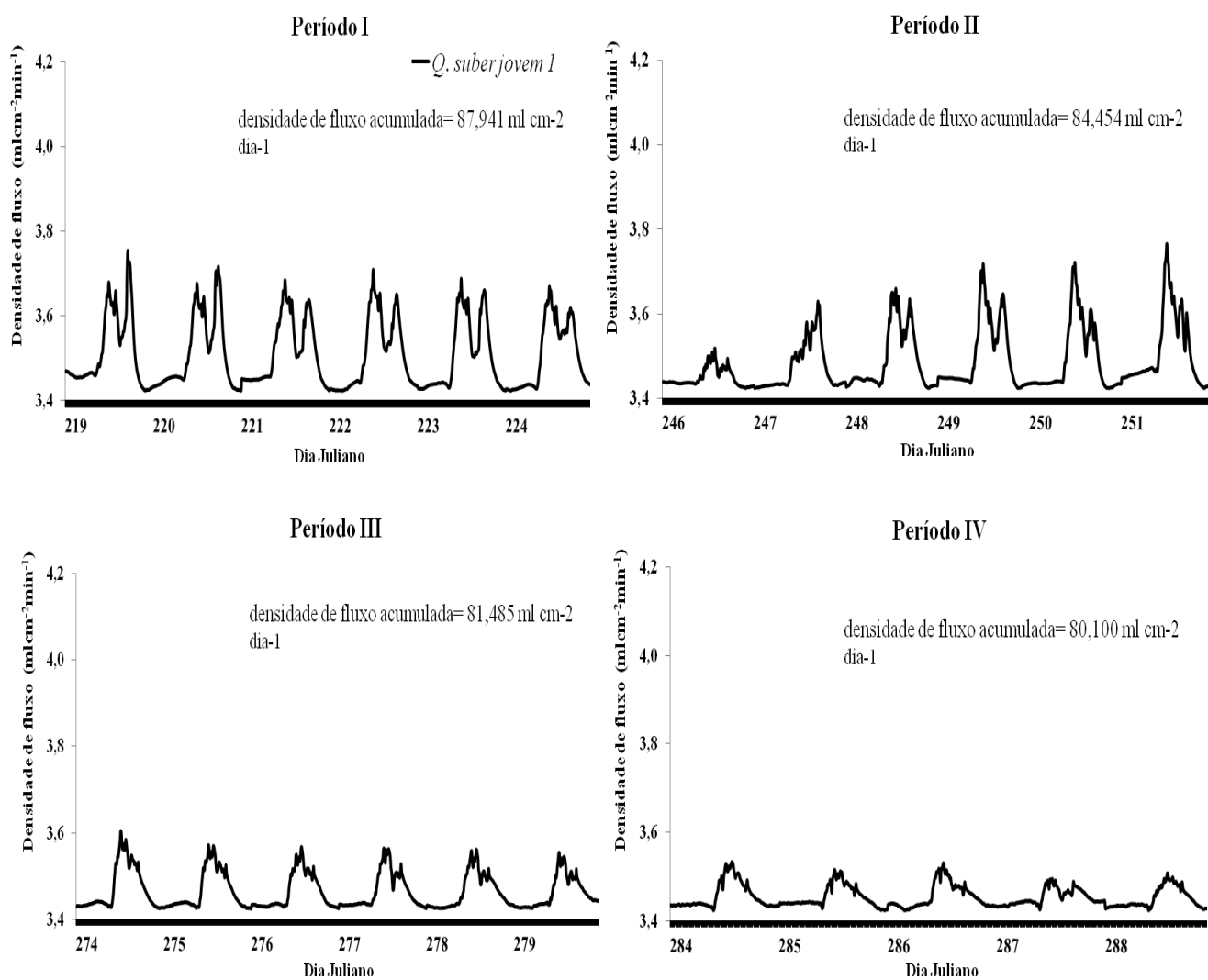
**Tabela 3.6.1.** Resultados da comparação (ANOVA *two-way*) do Potencial hídrico ( $\Psi$ ) nos diferentes períodos (Período I, Período II, Período III e Período IV) entre presença de arbustos, ausência de arbustos e *Cistus salviifolius*, seguida de testes à posteriori de Bonferroni. Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $P < 0,001$ ; \*\*\*).

	Período I	Período II	Período III	Período IV
<i>Q. suber</i> jovem em Presença de arbustos	a	a	a	a
<i>Q. suber</i> jovem em Ausência de arbustos	b	b	b	b
<i>Cistus salviifolius</i>	c	c	c	c
NS	***	***	***	***

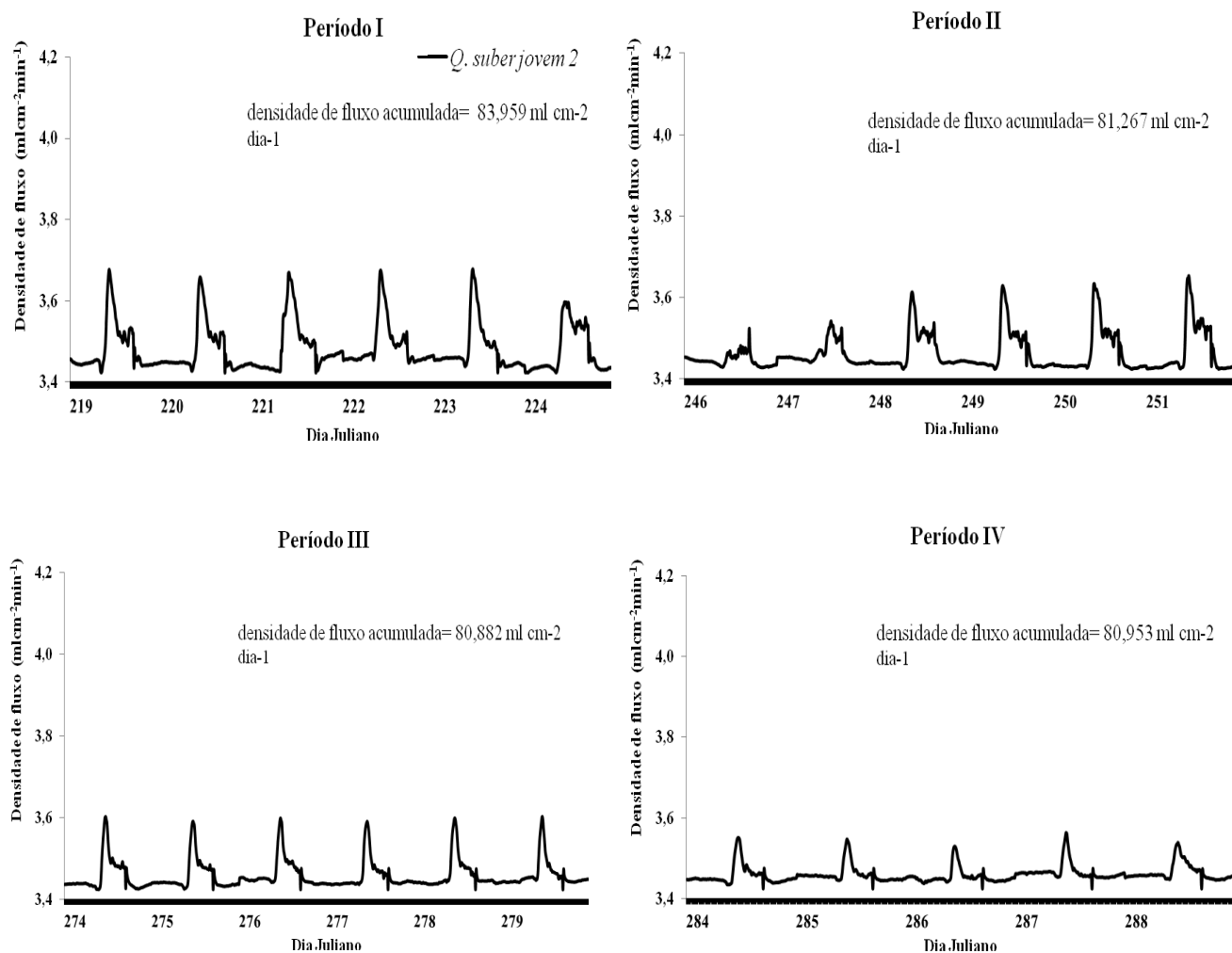
### 3.7. Densidade de Fluxo de Seiva

#### Densidade de Fluxo de Seiva em presença de arbustos

As figuras 3.7.1 e 3.7.2 mostram a variação da densidade de fluxo de seiva entre os quatro períodos temporais em presença de arbustos. No Período I, os *Q. suber* jovens 1 e 2 apresentaram os valores de densidade de fluxo de seiva mais elevados (período de secura) valor máximo próximo de  $3,7 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , mostrando no Período II (período de recuperação) valores máximos mais baixos, próximos de  $3,6 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . No seguinte período de seca (Período III) estes sobreiros jovens apresentaram valores de densidade de fluxo máximo mais baixos (inferiores a  $3,6 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) do que no período I. No Período IV (em recuperação) os valores de densidade de fluxo foram de aproximadamente  $3,5 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . De igual forma, também a densidade de fluxo acumulada (valor médio diário) é progressivamente menor (de 87,941 a 80,100  $\text{ml cm}^{-2}$  para o *Q. suber* jovem 1 e 83.959 a 80, 953  $\text{ml cm}^{-2}$  para o *Q. suber* jovem 2) entre o Período I e IV. É evidente o decréscimo da densidade de fluxo de seiva ao longo dos quatro períodos (Tabela 3.7.1 e 3.7.2).



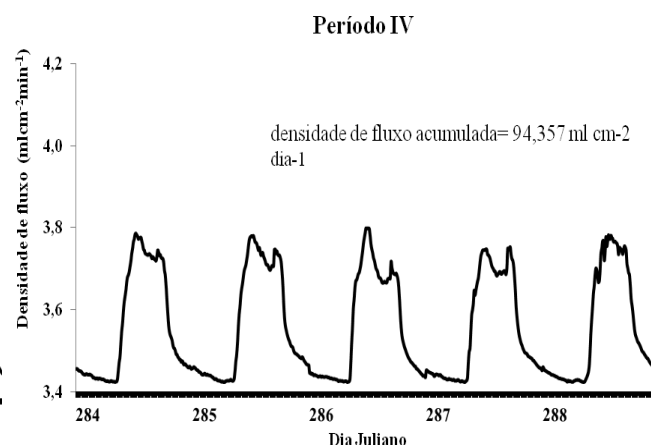
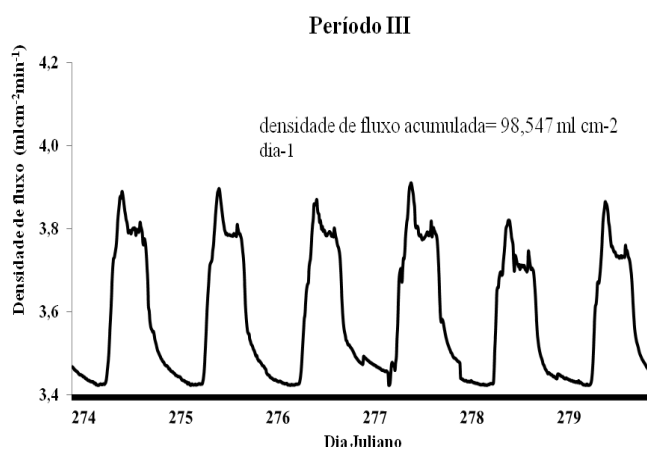
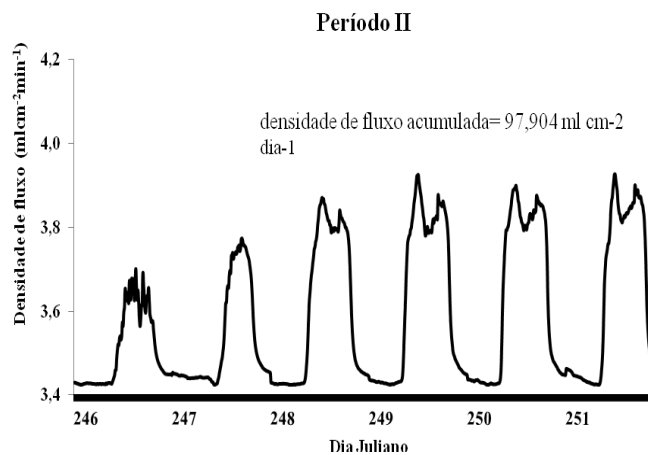
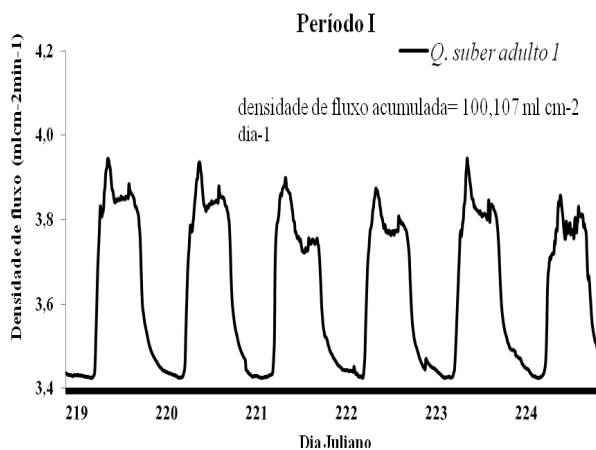
**Figura 3.7.1.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro jovem 1 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).



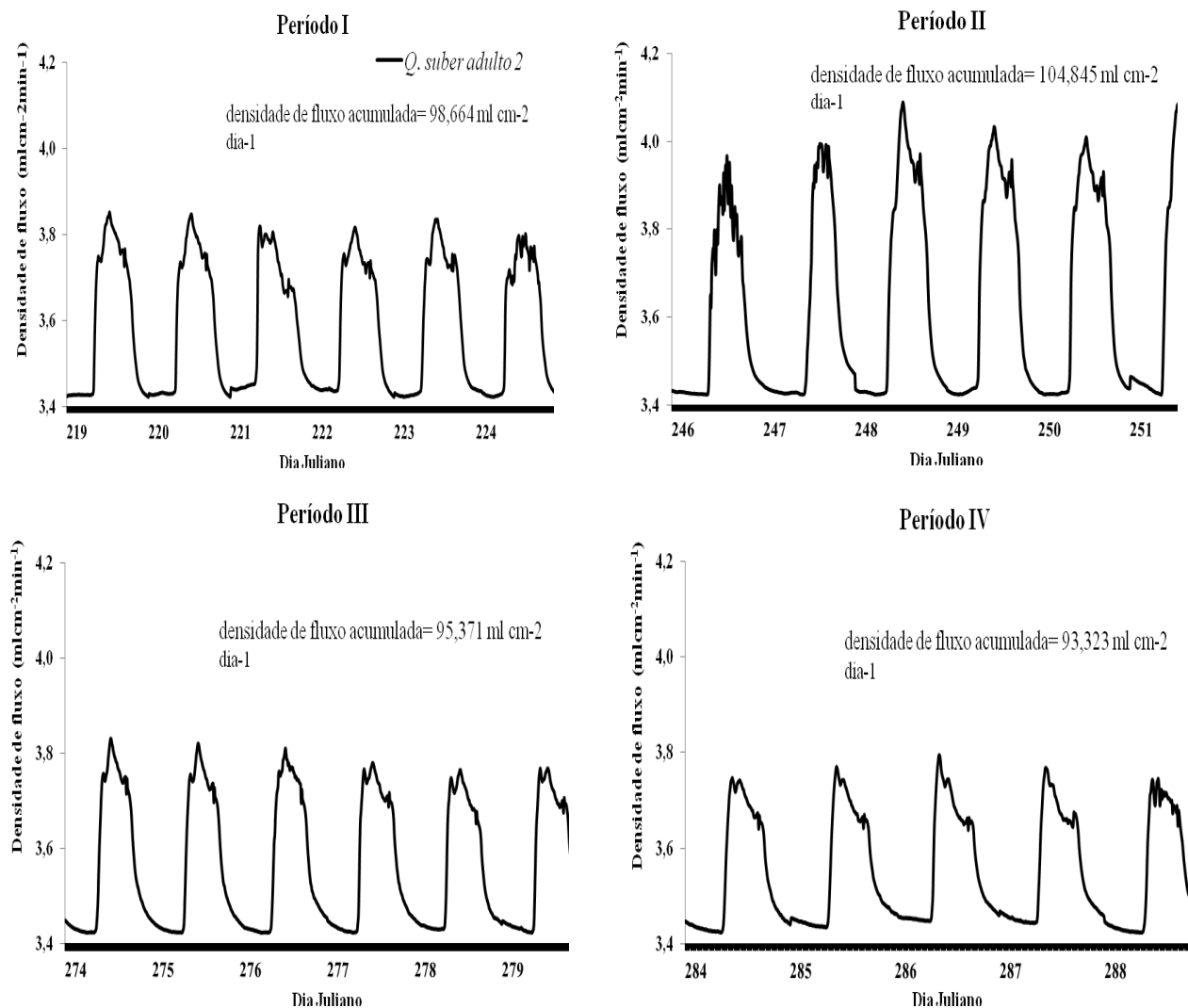
**Figura 3.7.2.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro jovem 2 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).

As figuras 3.7.3 e 3.7.4 mostram a variação da densidade de fluxo de seiva dos sobreiros adultos entre os quatro períodos temporais (Período I, II, III e IV) em presença de arbustos. No Período I, o *Q. suber* adulto 1 apresentou os valores de densidade de fluxo de seiva máximo mais elevados, próximos de  $4,0 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , mostrando no Período II valores mais baixos, próximos de  $3,8 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . Ao contrário, o *Q. suber* adulto 2, em que os valores máximos do Período II foram mais elevados do que os valores do Período I. No seguinte período de seca (Período III) estes sobreiros adultos apresentaram valores de densidade de fluxo mais baixos ( $3,8 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) do que no Período I. No Período IV (em recuperação) os valores de densidade de fluxo foram inferiores a  $3,8 \text{ ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . É evidente o decréscimo da densidade de fluxo de seiva ao longo dos quatro períodos com exceção do sobreiro adulto 2, que apresentou maior densidade de fluxo de seiva no Período II (Tabela 3.7.1).





**Figura 3.7.3.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 1 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).



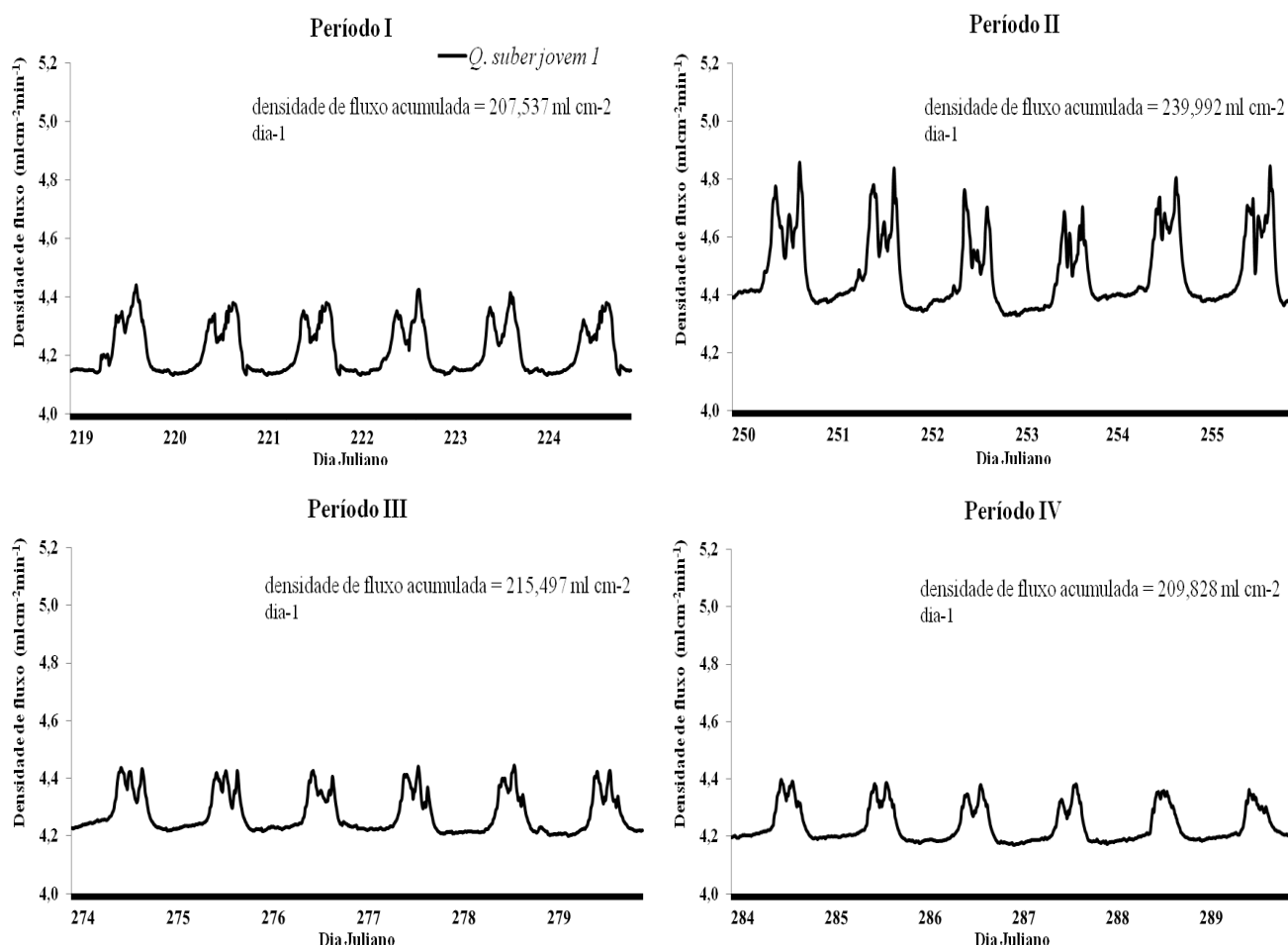
**Figura 3.7.4.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 2 em presença de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).

**Tabela 3.7.1.** Resultados da comparação (ANOVA *two-way*) da densidade de fluxo nos diferentes períodos (Período I, Período II, Período III e Período IV) em presença e ausência de arbustos, seguida de testes à posteriori de Bonferroni. Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $P < 0,001$ ; \*\*\*).

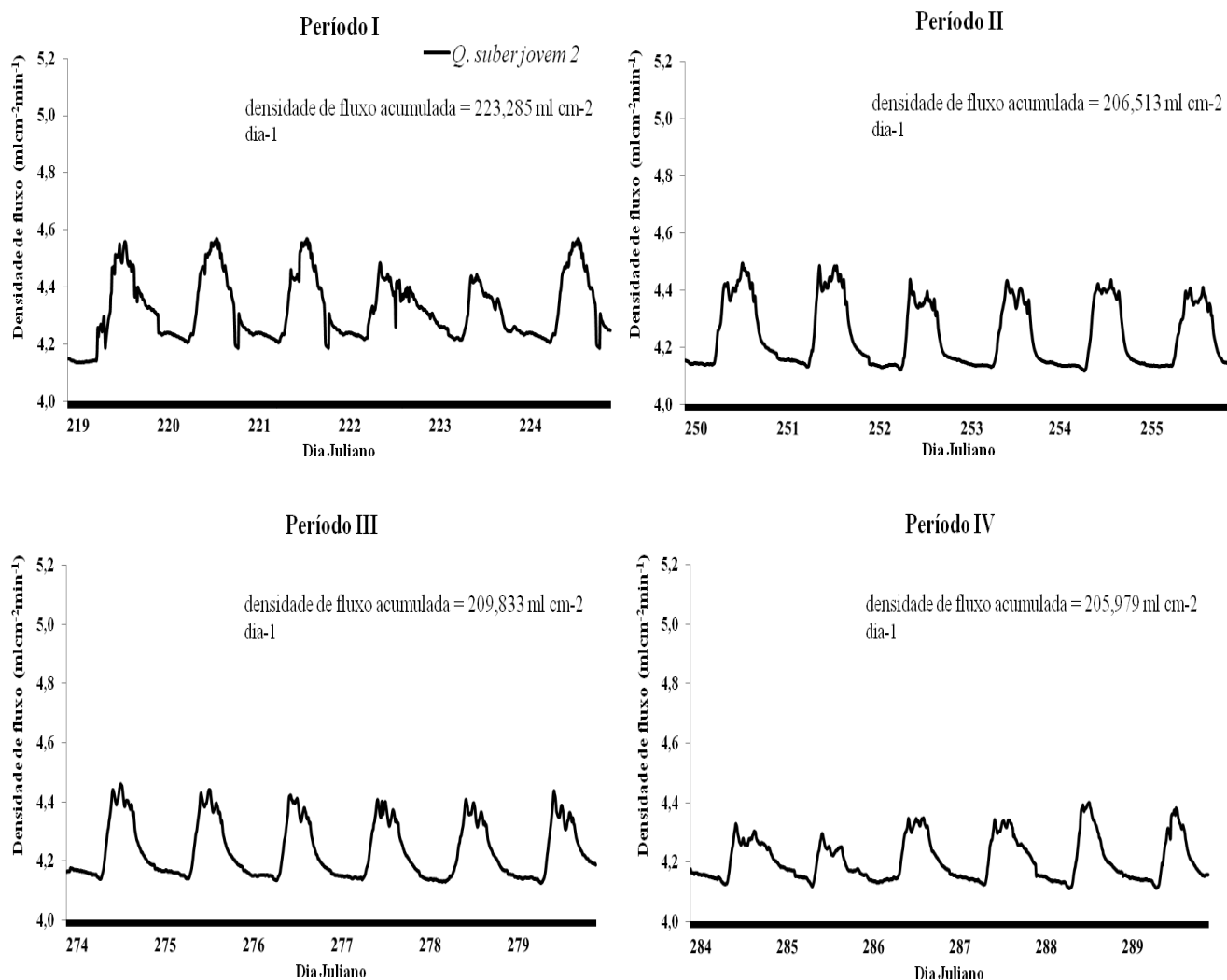
Período	Presença de arbustos				Ausência de arbustos			
	<i>Q.suber</i> jovem 1	<i>Q.suber</i> jovem 2	<i>Q.suber</i> adulto 1	<i>Q.suber</i> adulto 2	<i>Q.suber</i> jovem 1	<i>Q.suber</i> jovem 2	<i>Q.suber</i> adulto 1	<i>Q.suber</i> adulto 2
I	a	a	e	e	i	i	n	n
II	b	b	f	f	j	j	o	o
III	c	c	g	g	l	l	p	p
IV	d	d	h	h	m	m	q	q
NS	***	***	***	***	***	***	***	***

### Densidade de Fluxo de Seiva em ausência de arbustos

As figuras 3.7.5 e 3.7.6 mostram a variação da densidade de fluxo de seiva dos sobreiros jovens entre os quatro períodos temporais em ausência de arbustos. No Período I, o *Q.suber* jovem 1 apresentou os valores de densidade de fluxo de seiva máximos entre 4,2 e 4,6 ml cm<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>, enquanto que o sobreiro jovem 2 apresentou valores com maior amplitude, entre 4,1 e 4,6 ml cm<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>. No Período II, o *Q.suber* jovem 1 apresentou valores de densidade de fluxo máximos superiores ao Período I (entre 4,4 e 4,8 ml cm<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>), embora a amplitude seja a mesma. No mesmo período, o *Q.suber* jovem 2 apresentou valores idênticos. No Período III, face à seca, os sobreiros apresentaram valores de densidade de fluxo mais baixos e com amplitudes inferiores aos do Período II (4,2 a 4,4 ml cm<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>), o que também se verificou no Período IV. De igual forma, também a densidade de fluxo acumulada (valor médio diário) foi menor (de 207,537 a 209,828 ml cm<sup>-2</sup> para o *Q.suber* jovem) para os Períodos I e III e mais elevada para os Períodos II e IV.

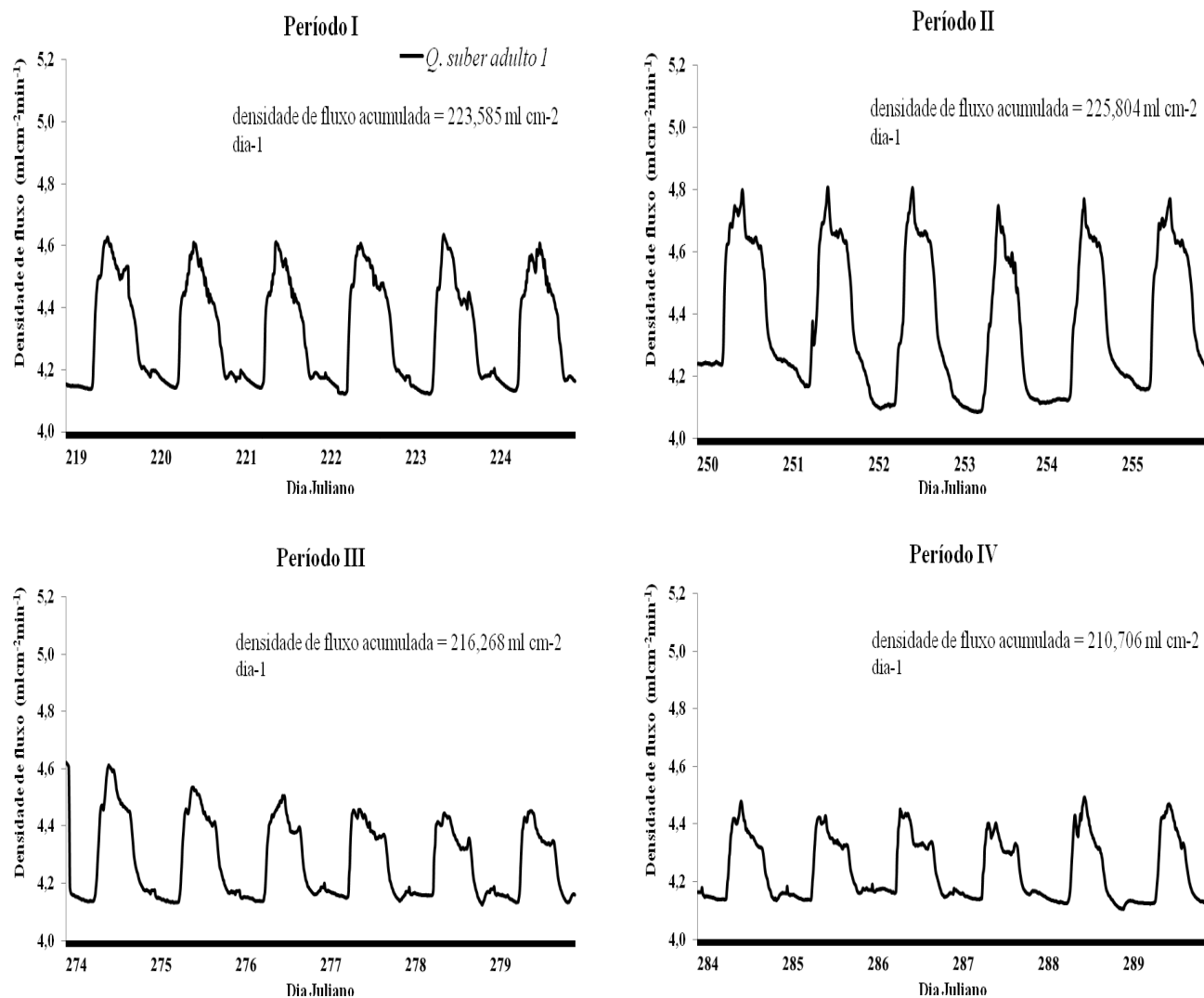


**Figura 3.7.5.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro jovem 1 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).

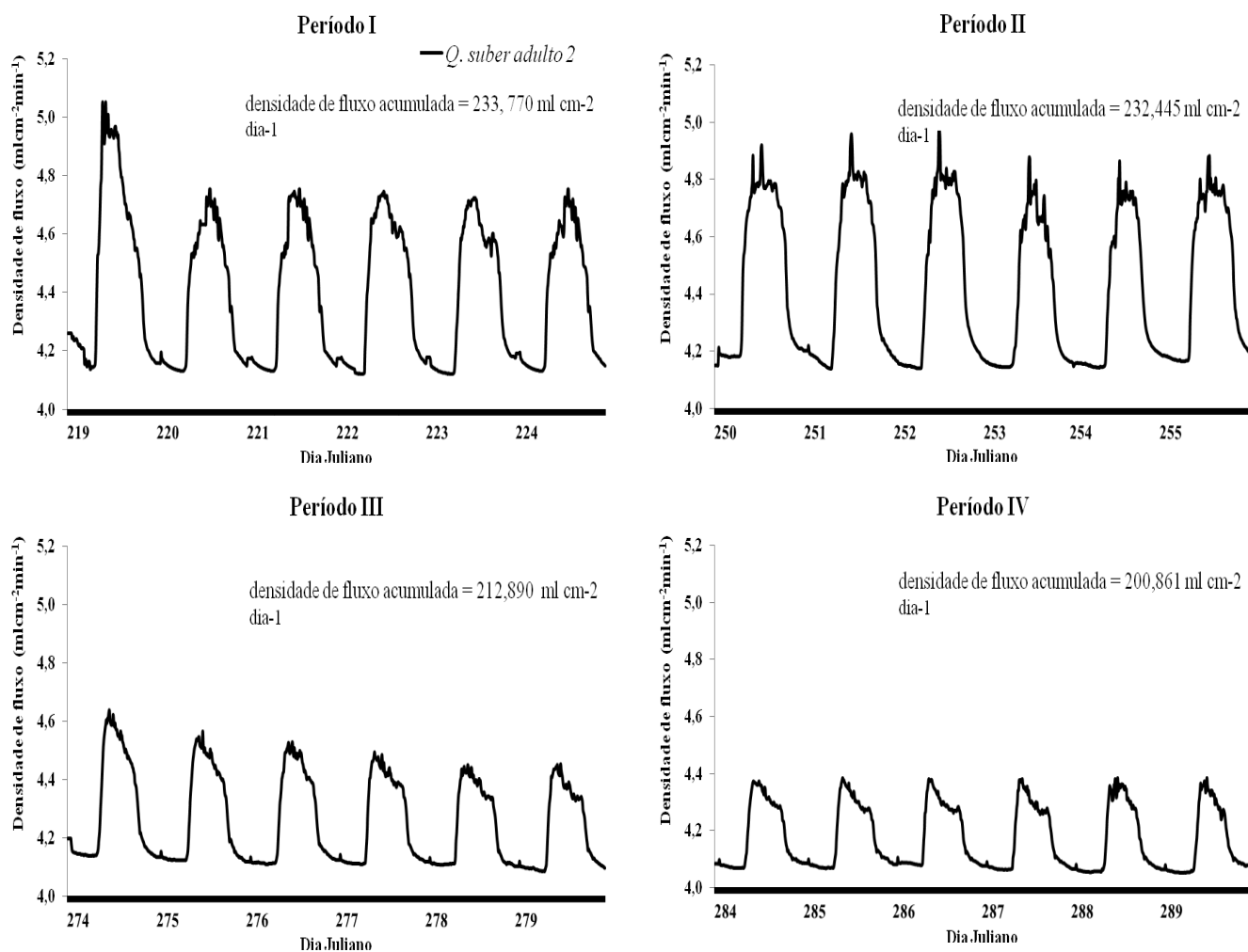


**Figura 3.7.6.** Variação da densidade de fluxo ( $u'$ ) do sobreiro jovem 2 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).

As figuras 3.7.7 e 3.7.8 mostram a variação da densidade de fluxo de seiva dos sobreiros adultos entre os quatro períodos temporais em ausência de arbustos. No Período I (período de seca), o sobreiro adulto 1 apresentou os valores de densidade de fluxo de seiva entre 4,2 e 4,6  $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ , enquanto que o sobreiro adulto 2 apresentou valores com maior amplitude, entre 4,2 e 4,8  $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ . No Período II (período de recuperação) o sobreiro adulto 1 apresentou valores de densidade de fluxo superiores ao Período I (entre 4,1 e 4,7  $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ ), com maior amplitude. No mesmo período, o sobreiro jovem 2 apresentou valores idênticos (4,2 e 4,8  $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ ). No Período III, face à seca, os sobreiros apresentaram valores de densidade de fluxo mais baixos e com amplitudes inferiores aos do Período II (4,1 a 4,6  $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ ), o que também se verificou no Período IV, sendo que no caso do sobreiro adulto 2, a amplitude foi menor ainda, entre 4,1 e 4,4  $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$  (Tabela 3.6.3 e 3.6.4).



**Figura 3.7.7.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 1 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).



**Figura 3.7.8.** Variação da densidade de fluxo do sobreiro adulto 2 em ausência de arbustos ao longo dos quatro períodos temporais (Período I- período de seca, Período II- período de recuperação, Período III- segundo período de seca e Período IV- período de recuperação).

## 4. Discussão

### 4.1. Vegetação arbustiva e sua influência na vegetação herbácea

A presença/ausência de pastoreio promove alterações na estrutura da vegetação que são evidentes ao olhar. Os herbívoros podem controlar a diversidade vegetal através de mecanismos que afetam a dinâmica de colonização-extinção das espécies (Olf e Ritchie, 1998). São geralmente considerados como perturbadores por consumirem folhas, frutos e raízes e pelo pisoteio que exercem (Crawley, 1997). Produzem alterações físicas e químicas nas propriedades do solo (influenciam o ciclo de nutrientes) (Haynes e Williams, 1993; Steinauer e Collins, 1995). No entanto, desempenham um papel importante como dispersores de sementes, introduzindo diversidade genética e diversidade específica (Malo e Suarez, 1995; Fischer *et al.*, 1996).

A maior heterogeneidade do estrato arbustivo observada na área vedada ter-se-á devido à prolongada supressão da pressão do pastoreio (vinte anos), que resultou no desenvolvimento da vegetação ao longo do tempo, como referido em estudos semelhantes (por ex., Bonet e Pausas, 2004; Peco *et al.*, 2005; Peco *et al.*, 2006; Firincioglu *et al.*, 2007; Canteiro *et al.*, 2011; Cooper e McCann, 2011; Papanikolaou *et al.*, 2011). Nesta área observou-se uma matriz arbustiva bastante densa (MBD), onde se desenvolveram manchas dispersas de vegetação lenhosa ainda mais densa e cobrindo a superfície de solo quase na totalidade (MAD). Na área onde o pastoreio foi mantido quase até ao início deste estudo (MBE), a presença do gado não permitiu idêntico desenvolvimento da vegetação lenhosa, pelo que, não só se observou um coberto mais esparsa, como se mantinham algumas clareiras sem vegetação, alterando a estrutura do coberto. Nesta área, a vegetação lenhosa era quase totalmente constituída por nanofanerófitos (97% do total), muitos dos quais com altura inferior a 40 cm. Na área vedada, embora os nanofanerófitos, na maioria com altura inferior a 80 cm, prevalecessem na matriz (95%), as manchas mais densas eram constituídas maioritariamente por mesofanerófitos (79%), com alguns microfanerófitos (10%), a maior parte dos quais com mais de 80 cm de altura.

Para além da estrutura, também a composição do estrato arbustivo foi influenciada pela exclusão do pastoreio. Enquanto na área sem gado, as espécies que prevaleceram na matriz (MBD) fossem do género *Cistus* (*C. salviifolius* e *C. ladanifer*), as manchas mais densas (MAD) eram quase exclusivamente constituídas por carrasco (*Q. coccifera*). Na área pastoreada, as espécies arbustivas eram quase exclusivamente do género *Cistus*. Contudo, para além de *C. salviifolius* e *C. ladanifer*, também se observaram muitos indivíduos de *C. crispus*, uma espécie com altura (até 50 cm) habitualmente bastante inferior à das outras duas espécies (até 100–200 cm). A maior abundância de *Cistus* e a sua ausência nas manchas de carrascal pode ser atribuída ao ensombramento, pois apenas 20% a 30% da radiação solar (registada pela estação meteorológica da Herdade de Mitra) atingiram o solo sob a copa do carrasco, limitando a disponibilidade de luz. Para além das diferenças observadas nas espécies dominantes,

a diversidade florística do estrato arbustivo foi também afetada pelo pastoreio, sendo a área pastoreada a que apresentou menor diversidade, para além da menor densidade relativa de espécies e famílias de lenhosas. Resultados similares foram obtidos por Papanikolaou *et al.* (2011), num estudo desenvolvido em 66 áreas pertencentes à Rede Natura 2000, na Grécia. Em que os pequenos arbustos não foram afetados pelo pastoreio e, pelo contrário, a diversidade de arbustos altos diminuiu em presença de pastoreio. Também Bonet e Pausas (2004) descreveram o aumento da riqueza específica de lenhosas nos primeiros dez anos após o abandono, num estudo desenvolvido em Espanha. Assim como Canteiro *et al.* (2011) observou o aumento da diversidade específica após o abandono ou exclusão de pastoreio.

Em MBE observaram-se apenas quatro (*Cistaceae*, *Fagaceae*, *Ericaceae* e *Liliaceae*) das oito famílias identificadas as quais, com exceção das *Cistaceae* (*C. salviifolius*, *C. crispus* e *C. ladanifer*), estavam representadas por uma única espécie (*Quercus coccifera*, *Arbutus unedo* e *Asparagus aphyllus*, respetivamente), num total de apenas seis das 15 espécies identificadas. Nas manchas de carrascal, com sete famílias e oito espécies, a diversidade arbustiva foi um pouco superior. Para além das famílias observadas na área pastoreada (representadas no carrascal por *C. salviifolius* e *C. ladanifer*, *Q. coccifera*, *A. unedo* e *Ruscus aculeatus*), observaram-se ainda mais três famílias e três espécies (*Myrtaceae*, *Oleaceae* e *Labiatae*, representadas por *Myrtus communis*, *Phyllirea angustifolia* e *Rosmarinus officinalis*). A matriz da área vedada (MBD), embora com a menor densidade relativa, foi a área que apresentou maior diversidade, tendo-se observado as oito famílias e 10 das quinze espécies identificadas (*Cistaceae* – *C. salviifolius* e *C. crispus*; *Ericaceae* – *A. unedo*; *Fagaceae* – *Q. coccifera*; *Labiatae* – *R. officinalis*; *Liliaceae* – *A. aphyllus*; *Myrtaceae* – *M. communis*; *Oleaceae* – *P. angustifolia* e *Olea europaea*; e *Thymelaeaceae* – *Daphne gnidium*).

A estrutura e composição do estrato arbustivo influenciaram a composição e diversidade das comunidades herbáceas. A ausência de controlo do estrato arbustivo permitiu o desenvolvimento de manchas de vegetação, carrascal, com copados altos e densos, mais pobre e homogénea, como referido em estudos semelhantes (por ex., Sterenberg *et al.*, 2000; Shea *et al.*, 2004; Peco *et al.*, 2006; Cooper e McCann, 2011).

Na Região Mediterrânica têm sido desenvolvidos alguns estudos sobre exclusão de pastoreio a curto prazo de modo a analisar o efeito do pastoreio na vegetação herbácea, especialmente em Espanha (Montalvo *et al.*, 1993; Ortega *et al.*, 1996; Peco *et al.*, 1998), e Israel (Noy-Meir, 1995; Noy-Meir, 1998). Na maioria dos casos, os resultados são consistentes com Milchunas *et al.* (1988) para zonas sub-húmidas sujeitas a longos períodos de pastoreio, com maior riqueza específica nas áreas pastoreadas. Em solos muito pobres, Hadar (1996), verificou uma redução não significativa da riqueza específica após a exclusão de pastoreio. Mais recentemente, Bonet e Pausas (2004) verificaram que durante os primeiros dez anos de abandono de usos agrícolas do solo a riqueza específica de herbáceas teve um grande aumento, tal como observado por Canteiro *et al.* (2011).

A maior percentagem de cobertura registada em MBE, para as principais famílias identificadas, deve estar relacionada com a diminuição da densidade das copas



arbustivas por ação dos animais que, permitindo maior entrada de luz, promoveu o desenvolvimento das herbáceas (Puerto *et al.*, 1990; Montalvo *et al.*, 1993; Cooper e McCann, 2011; Papanikolaou *et al.*, 2011). Em oposição, os resultados obtidos por Firincioglu *et al.* (2007) na Turquia, mostraram que a exclusão de pastoreio favoreceu a riqueza e diversidade específicas de herbáceas em estepes, supondo que o pastoreio excessivo poderá ter promovido a remoção de algumas espécies da comunidade vegetal. A família *Dioscoreaceae* (Dios), representada por *Tamus communis*, constituiu uma exceção, já que a percentagem de cobertura foi maior em MBD. Esta diferença pode-se atribuir à ecologia da espécie que prefere locais mais frescos e ensombrados para além de, por ser volúvel, precisar de suportes para se desenvolver (Franco e Rocha-Afonso, 1994). O copado denso e fechado do carrasco, por reduzir a penetração de luz, terá sido determinante para a menor percentagem de cobertura de herbáceas nas parcelas MAD.

No respeitante aos tipos fisionómicos, a cobertura média de terófitos em MBD e MBE foi semelhante e superior à de MAD. Os hemicriptófitos apresentaram maior cobertura média em MBE, seguido de MBD, não se tendo observado em MAD. Os géofitos e os caméfitos, pelo contrário, apresentaram maior cobertura média em MAD, seguindo-se a de MBD e tendo a de MBE sido a mais baixa. Resultados semelhantes aos obtidos por Papanikolaou *et al.* (2011), em que os tipos fisionómicos anuais apresentaram maior riqueza específica e maior proporção na comunidade em presença de pastoreio do que em ausência deste e as plantas perenes apresentaram redução da proporção na comunidade em presença de pastoreio. Segundo Peco *et al.* (2005) e Firincioglu *et al.* (2007) os tipos fisionómicos favorecidos pelo pastoreio correspondem a plantas mais palatáveis (por ex., criptófitos) do que outras, como os caméfitos, que se mostraram favorecidas pela exclusão do pastoreio.

A abundância e a riqueza específica aumentaram com a diminuição da densidade e a altura do mato, como observado por outros autores (Peco *et al.*, 2006; Firincioglu *et al.*, 2007; Cooper e McCann, 2011). Peco *et al.* (1998) verificou, em montado, que áreas com exclusão de pastoreio resultam numa redução na riqueza específica comparativamente a áreas sujeitas a pastoreio, mas esta redução foi significativa apenas quando a riqueza específica foi medida em quadrados de 10x10m. Em oposição, Papanastasis *et al.* (2002), encontrou uma diminuição da riqueza específica, em algumas zonas de estudo, em prevalência de pastoreio.

Os valores médios da equitabilidade em MAD e em MBE foram estatisticamente idênticos. Contudo, a equitabilidade foi mais baixa em MBD, o que indica maior semelhança entre as proporções das diferentes espécies em MAD e MBE do que em MBD.

A análise não-métrica de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) e a análise de similaridade (ANOSIM), baseada na composição e abundância das espécies, mostrou uma separação das três áreas estudadas, embora a primeira se tenha efetuado entre MAD e MB (MBD e MBE), significando que as comunidades existentes em mato alto (MAD) são diferentes das existentes em mato baixo (que inclui MBD e MBE). Por sua vez, as comunidades do mato baixo separaram-se em dois grupos segundo a densidade arbustiva (MBD e MBE). Estas análises indicam a redução da diversidade e da

abundância de herbáceas pelo coberto mais alto e denso (carrascal), embora este tipo de coberto tenha promovido espécies como *Rubia peregrina*, que é uma espécie mais frequentemente localizada na base de plantas lenhosas e que evita locais demasiado iluminados (Navas e Garnier, 2002). Uma elevada densidade arbustiva, mas com um copado menos fechado e mais baixo do que o do carrascal promoveu também algumas espécies, embora poucas, como *Geranium robertianum* e *Avena sterilis*, ruderais comuns neste tipo de matos (Franco e Rocha-Afonso, 1998; Tofts, 2004).

A maioria das espécies foi exclusivamente determinada em MBE, como *Aetheorhiza bulbosa*, *Andryala integrifolia*, *Bromus hordeaceus* e *Silene scabriflora*. Outras, embora também determinadas em MAD (*Galium minutulum*) ou em MBD (*Senecio vulgaris*, *Aristolochia pistolochia*, *Briza maxima*, *Muscari comosum* e *Sanguisorba minor*) foram mais abundantes em MBE. É ainda de destacar a maior abundância de *Tuberaria guttata* não só em MBE, como também em MAD, relativamente a MBD. Esta diferença está relacionada com o facto desta espécie, comum em matagais e terrenos incultos, preferir locais onde não haja grande competição pela luz solar (Franco, 1971; Valdés *et al.*, 1987). Por isso, embora com menor frequência, a sua ocorrência teve alguma relevância nas clareiras de MAD. A presença de *Cytinus hypocistis* apenas em MBD e MBE justifica-se com o facto de esta espécie ser um holoparasita de espécies de *Cistus* (Franco, 1971), menos frequentes e abundantes no carrascal.

Resumindo, os resultados obtidos não corroboram a hipótese de que o estrato arbustivo favorece a biodiversidade vegetal. Uma vez que, a exclusão do pastoreio por um período de vinte anos promoveu um aumento da abundância de plantas lenhosas, e simultaneamente, a redução da abundância e diversidade de plantas herbáceas, tanto mais acentuada quanto maior o desenvolvimento do coberto lenhoso.

#### **4.2. Influência do estrato arbustivo na regeneração de sobreiro**

A regeneração do sobreiro depende da produtividade de frutos dos sobreiros adultos, da viabilidade da semente e do microclima em redor do fruto, bolota, em particular da radiação e do teor de água no solo (Pons e Pausas, 2006). A bolota contém elevadas reservas de energia, que permitem: a penetração da raiz da plântula através da espessa camada de folhas mortas sob copa de árvores; o estabelecimento das plântulas evitando a asfixia e a competição com a vegetação herbácea; a recuperação após danos ou desfolha e a resistência sob ensombramento excessivo, possibilita o acesso à radiação solar (Cardillo e Bernal, 2006). No primeiro ano de vida, os sobreiros estão dependentes das reservas hídricas e de carbono das bolotas, o que lhes permite superar as adversidades hídricas do primeiro Verão. No segundo ano de vida, o sucesso do estabelecimento do sobreiro, considerada uma espécie intermédia entre os *Quercus* caducifólios e os perenifólios (David *et al.*, 2007), depende da capacidade de superar as condições ambientais adversas, em particular a diminuição dos recursos hídricos e temperatura e radiação solar elevadas, uma vez que já não está dependente da bolota. Entre os fatores que influenciam a regeneração do sobreiro no ecossistema de montado,

encontram-se também as técnicas de gestão do montado, as quais incluem a intensidade das podas das árvores adultas, o corte do estrato arbustivo e o pastoreio (Pulido *et al.*, 2001). A discussão deste trabalho será abordada relacionando a regeneração com o controlo do estrato arbustivo, por ação do pastoreio, tendo como via de ligação o microclima das jovens plântulas.

Neste trabalho experimental não se observou regeneração de sobreiro sob o copado de carrascal (MAD). A ausência, quer de plântulas, quer de sobreiros jovens sob este tipo de coberto está provavelmente associada ao ensombramento devido à elevada percentagem de cobertura e densidade de arbustos altos. De facto, apenas 20% a 30% da radiação solar (registada pela estação meteorológica da Herdade da Mitra) atingiram o solo sob a copa do carrasco. Os sobreiros jovens só toleram ambientes sombreados em que a secura e a competição pela água são moderados (Benayas *et al.*, 2005). Quando a secura é intensa e as temperaturas elevadas, como no local de estudo, a regeneração de *Quercus* ocorre preferencialmente em zonas pouco ensombradas (Kelly, 2002). Em situações de ensombramento contínuo (com reduzida luminosidade, ie. abaixo do ponto de compensação da fotossíntese para a radiação), as plantas não conseguem estabelecer-se, pois a taxa de respiração é elevada e a taxa fotossintética é muito reduzida, ou seja, as pequenas plântulas consomem todo o carbono acumulado e não o repõem (Faria *et al.*, 1996; Vaz *et al.*, 2011). A ausência de regeneração de sobreiro sob copados muito densos e fechados já tinha sido evidenciada (McCreary, 2001; Johnson *et al.*, 2002).

Alguns estudos têm indicado a possibilidade de os arbustos poderem competir por nutrientes com os sobreiros (Moreno *et al.*, 2007), embora esta possibilidade dependa das condições climáticas (Gómez-Aparicio *et al.*, 2004a). Além disso, os arbustos parecem poder favorecer a predação de bolotas por roedores, limitando a regeneração de *Quercus* sob a sua copa, especialmente do género *Cistus*, os quais podem também inibir a germinação e o estabelecimento das plântulas devido ao seu potencial efeito alelopático (Lobón *et al.*, 2002; Montero e Cañellas, 2003; Aranda *et al.*, 2005; Pons e Pausas, 2006; Acácio *et al.*, 2007). Apesar disso, neste estudo, o copado arbustivo mais baixo (MBD e MBE), dominado por *C. salviifolius*, não impediu a regeneração de sobreiro, independentemente da densidade de arbustos. Estes resultados indicam que, não só a densidade, mas também a altura do estrato arbustivo influenciam diretamente a extinção da radiação solar e, por consequência, a sobrevivência dos sobreiros jovens. A maior regeneração observada no mato com maior densidade e cobertura arbustivas, principalmente sob a copa de *C. salviifolius* (MBD), deverá estar relacionada com a maior proteção fornecida pelos arbustos. Sem causarem um ensombramento elevado, como em MAD, as copas dos *Cistus* diminuem a exposição dos jovens sobreiros à radiação solar e, por conseguinte, o *stress* hídrico, tal como referido por Gómez-Aparicio *et al.* (2004a) e Pulido e Díaz (2005) para *Q. ilex* spp. *rotundifolia*, em Espanha, embora estes autores tenham observado menor regeneração sob copa de *Cistus* relativamente à copa de arbustos de outras espécies. A maior regeneração nesta área terá sido devida, não só à proteção dos arbustos, mas principalmente à exclusão do pastoreio, dado que, em condições de secura intensa e

temperaturas elevadas, a regeneração de *Quercus* ocorre preferencialmente em zonas com reduzida pressão de pastoreio (Kelly, 2002).

No respeitante aos *microsites*, a maior regeneração verificou-se sob a copa de sobreiros adultos, tal como descrito por Pulido *et al.* (2001), Montero e Cañellas (2003), Ramírez e Díaz (2008) e Maltez-Mouro *et al.* (2009). Considerando que os jovens sobreiros regenerados sob a copa de sobreiros adultos terão que competir com estas árvores já instaladas, a sua possibilidade de sobrevivência até atingirem o estado adulto será menor. Assim, se tivermos em consideração apenas os sobreiros regenerados fora da influência da copa de sobreiros adultos, a regeneração foi mais elevada na área pastoreada. Contudo, nesta área quase todos os novos indivíduos eram plântulas, não tendo ocorrido o seu crescimento. De facto, na área vedada para exclusão do pastoreio (MBD) verificou-se uma regeneração efetiva de sobreiro – germinação, sobrevivência e crescimento – de acordo com as diferentes classes etárias observadas – plântulas e jovens sobreiros com idades variadas. Segundo alguns estudos, quando as bolotas germinam sob copas mais fechadas, com radiação moderada, é minorado o impacto da seca durante o período de Verão, o que é crucial para a sobrevivência e o estabelecimento das plântulas (Quero *et al.*, 2006; Puerta-Piñero *et al.*, 2007). Outros autores ainda referem que a heterogeneidade da altura dos arbustos cria condições de microclima, que permitem aos sobreiros resistirem e estabelecerem-se no segundo verão após a germinação (Pausas *et al.*, 2009; Plieninger *et al.*, 2010). Em oposição, Pausas *et al.* (2006), verificou a muito reduzida regeneração de sobreiro sob copa de arbustos (*C. ladanifer*), num estudo desenvolvido na Província de Valencia, em Espanha.

Na área pastoreada (MBE), pelo contrário, a regeneração foi apenas potencial e não efetiva, pois as plântulas de anos anteriores não sobreviveram, já que se observaram apenas plântulas germinadas no ano anterior ao estudo. Dada a exclusão do pastoreio, quatro anos antes do início, os arbustos puderam desenvolver-se, apresentando já uma boa percentagem de cobertura, em concordância com a elevada resiliência destas comunidades (Canteiro *et al.*, 2011), o que permitiu a elevada germinação observada. Contudo, os quatro anos de exclusão de pastoreio não parecem ter sido suficientes para as suas copas se desenvolverem de forma a protegerem as plântulas da radiação solar e a promoverem a sua sobrevivência. Por proporcionarem temperaturas elevadas e elevada perda de água por transpiração, os elevados níveis de radiação durante o verão exercem um efeito negativo nas plântulas (Valladares *et al.*, 2000), sendo mesmo apontados como a maior causa de morte das espécies mediterrânicas (Herrera, 1995). A manutenção nesta área do pastoreio por cabras, até pouco antes do início deste estudo, terá também impedido a sobrevivência e o desenvolvimento das plântulas, quer pela sua ingestão, quer pelo pisoteio exercido, levando à inexistência de sobreiros jovens nesta área. Estes resultados estão de acordo com a associação da inexistência de regeneração de *Quercus ilex* spp. *rotundifolia* com a ausência de arbustos, referida por Plieninger *et al.* (2004, 2010). O pastoreio é mesmo considerado o maior constrangimento à regeneração natural em montado (Plieninger, 2007; Pausas *et al.*, 2009), representando os arbustos um *microsite* seguro para a regeneração de *Quercus* (Montero e Cañellas, 2003; Plieninger *et al.*, 2004; Pausas *et al.*, 2009).

Resumindo, os resultados obtidos corroboram a hipótese de que o estrato arbustivo favorece a regeneração do sobreiro. No entanto, dado que parte das plântulas observadas na área pastoreada se encontravam abrigadas em zonas rochosas e outra parte em zonas abertas, seria importante monitorizar ambos os grupos, no sentido de comparar a sua sobrevivência nestes dois *microsites*, após a exclusão do pastoreio.

#### 4.3. Potencial hídrico foliar e densidade de fluxo de seiva

As variações de  $\Psi_b$  mostraram um padrão típico com valores baixos, durante os períodos sem precipitação durante pelo menos trinta dias (Períodos I e III, Períodos de secura) e valores mais altos em resposta às chuvas que ocorreram ainda no Verão (em Setembro) e no Outono (final de Outubro) (Períodos II e IV, Períodos de recuperação).

Nos períodos considerados de secura (Períodos I e III) os jovens sobreiros apresentaram um défice hídrico moderado, em ambas as situações (presença/ausência de arbustos). De facto, para os referidos períodos, os valores de  $\Psi_b$  foram de -1,3 MPa e -1.6 MPa (Período I) e -1,8 MPa e -2.0 MPa (Período II), respetivamente na ausência e presença de arbustos, tendo sido mais elevados do que os obtidos para árvores adultas na mesma Herdade Experimental com valores de  $\Psi_b$  de -2.4 MPa durante a estação seca (Vaz *et al.*, 2010). Neste trabalho, a medição de potencial hídrico em plantas do estrato arbustivo (escolhidos os *Cistus salviifolius* por serem os mais representativos) e plantas do estrato arbóreo (*Q. suber*, árvores adultas) teve como objetivo balizar o estado hídrico dos jovens sobreiros (estrato intermédio). Neste sentido, os dados de  $\Psi_b$  dos *C. salviifolius* (cerca de -3.5 Mpa) indicam que estas plantas se encontram em condições de défice hídrico mais severo, resultados semelhantes aos obtidos por Pereira (2003) na mesma espécie e condições ambientais. Por outro lado, os sobreiros adultos não apresentaram indicação de défice hídrico, tendo o valor de  $\Psi_b$  nos Períodos I e III sido cerca de -1,1 MPa semelhantes aos obtidos em árvores adultas de *Q. ilex* na mesma zona, -0,75 MPa (David *et al.*, 2004). Os dados de  $\Psi_b$  nas árvores adultas sugerem que as raízes poderão ter acesso a zonas de solo mais profundas para absorção de água, estando de acordo com o referido trabalho de David *et al.* (2004) em *Q. ilex* o qual indica a existência de raízes com uma profundidade de 13m. Os resultados obtidos sugerem que os jovens sobreiros possuem um sistema radicular mais profundo do que os *C. salviifolius*, o que lhes permite ir buscar água a zonas mais profundas durante os períodos de secura (Períodos I e III), conseguindo continuar a transpirar durante o dia, tal como observado por Oliveira *et al.* (1992). A profundidade e padrão de distribuição das raízes de plantas esclerófilas, incluindo os *Quercus* mediterrânicos é de grande relevância em ambientes mediterrânicos com precipitação concentrada no Inverno, quando o potencial de evapotranspiração é baixo e permite que o excesso de água se infiltre para estar disponível em horizontes mais profundos do solo para as plantas com raízes mais profundas (Canadell *et al.* 1996; David *et al.*, 2004; Sankaran *et al.*, 2004), prevenindo o *stress* hídrico durante o período de seca de Verão. A presença do estrato arbustivo “determinou” um decréscimo em  $\Psi_b$ , em particular no Período III, o que

poderá sugerir que as raízes superficiais dos jovens sobreiros possam competir com as raízes dos *C. salviifolius* pelos recursos hídricos.

Em todos os períodos de estudo e nas duas situações (presença/ausência de mato) pode observar-se que a densidade de fluxo de seiva depende da radiação solar, do défice de pressão de vapor entre a folha e o ar (DPV) e da temperatura do ar. De facto, estes parâmetros ambientais atuam diretamente na abertura estomática ou indiretamente na densidade de fluxo de seiva devido ao aumento ou decréscimo dos requisitos evaporativos da atmosfera, dependendo da genética e da ontogenia das folhas (Körner e Cochrane, 1985; Schulze, 1986; Schulze *et al.*, 1987). Os estomas respondem também ao défice hídrico do solo, através de mediadores hormonais como o ácido abscísico (ABA) (Leuning, 1995; Chaves *et al.*, 2003), controlando a transpiração de forma a limitar as variações de potencial hídrico na folha (Tyree e Sperry, 1988; Sperry *et al.*, 2002) e mantendo-o acima do valor de potencial hídrico crítico (valor de potencial hídrico para o qual ocorre embolia nos vasos xilémicos (Vaz *et al.* (*in press*)).

No Período I (Verão, período de secura) o controlo dos estomas ocorreu apenas como resposta do acréscimo do DPV ao meio do dia solar, uma vez que os jovens sobreiros não se encontravam sob défice hídrico do solo. A meio do dia solar ocorreu um acentuado decréscimo da densidade do fluxo de seiva e um decréscimo do gradiente de potencial hídrico (valor de potencial hídrico mínimo menos o valor de potencial hídrico de base) indicando que nesta altura do dia os estomas se encontram fechados. Este controlo estomático que ocorre nas horas do dia com temperaturas mais elevadas (também DPV elevado) é amplamente referido na literatura para plantas esclerófilas de clima mediterrânico, e em particular para árvores adultas de *Q. suber*, mesmo na ausência de défice hídrico do solo (Tenhunen *et al.*, 1984; Faria *et al.*, 1996). Este comportamento estomático encontra-se relacionado com um aumento da concentração da hormona ABA no fluxo de seiva, representando um sinal hidráulico que medeia o decréscimo do potencial hídrico mínimo e o fecho dos estomas (Tardieu e Davies, 1993). De referir que para o sobreiro jovem 2 a recuperação da densidade de fluxo de seiva após o meio dia solar não ocorre porque este sobreiro ficava ensombrado da parte da tarde. No Período III (Outono, período de secura) os valores de densidade de fluxo de seiva foram menores, relativamente ao Período I (Verão) devido a valores mais baixos de DPV, característicos do período Outonal.

Resumindo, os resultados das medições fisiológicas de potencial hídrico e da densidade de fluxo de seiva, não corroboram a hipótese de que a presença de arbustos contribui para favorecer a sobrevivência dos jovens sobreiros face à secura estival, embora a presença de arbustos possa diminuir a evapotranspiração do solo (não medido). Torna-se pertinente referir que, o facto de os jovens sobreiros estarem sob copas de árvores vizinhas e a localização dos sensores estar próxima do solo provocou algum ruído. O que poderá ter contribuído para alguma heterogeneidade de valores de densidade de fluxo entre sobreiros jovens sujeitos ao mesmo tratamento tal como indicado por Niinemets *et al.* (2004) com medições de densidade de fluxo de seiva em *Populus tremula* L.

## **5. Conclusões e Considerações finais**

A exclusão do pastoreio teve como consequências um aumento da abundância de plantas lenhosas e, simultaneamente, a redução da abundância e diversidade de plantas herbáceas, tanto mais acentuada quanto maior o desenvolvimento do coberto lenhoso. A regeneração de sobreiro parece também ter beneficiado com a exclusão do pastoreio, que permitiu não só a germinação, como a sobrevivência e o desenvolvimento de muitas das plântulas. Contudo, a ausência de arbustos parece ter sido benéfica para os jovens sobreiros, uma vez que estes apresentaram melhor estado hídrico nesta situação, sugerindo desta forma a possibilidade de existência de competição entre jovens sobreiros e arbustos por recursos hídricos.

Assim, para uma gestão sustentável do montado, que permita a regeneração do sobreiro e a conservação da biodiversidade, é recomendável que existam incentivos económicos que promovam a redução parcial e temporária do pastoreio. Esta poderá passar pela manutenção de pastoreio moderado, ou pela implementação da exclusão do pastoreio em sistema de rotação (de aproximadamente vinte anos, dependendo do tipo de gado) que deverá ser complementada pela monitorização dos arbustos. Deste modo, pode ser conseguida não só uma maior taxa de regeneração das árvores, como também uma maior heterogeneidade do ecossistema, quer em termos de estrutura dos copados, quer da biodiversidade, benéfica para a manutenção de uma estrutura populacional de sobreiro mais equilibrada.

## 6. Referências Bibliográficas

Acácio V., Holmgren M., Jansen P.A., Schrotter O. (2007). Multiple recruitment limitation causes Arrested Succession in Mediterranean cork oak systems. *Ecosystems*, 10: 1220-1230.

Acácio V., Holmgren M., Rego F., Moreira F., Mohren G.M.J. (2009). Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? Springerlink. *Agroforestry Systems*, 76: 389-400.

Afonso do Paço, M.T.G. (2003). Modelação da evapotranspiração em cobertos descontínuos programação da rega em pomar de pessegueiro. Tese de Doutoramento em Engenharia Agronómica. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia.

Aguiar F.Q. e Grilo J.T. (1975). Memória descritiva da Carta de Solos da Herdade da Mitra. Universidade de Évora, Évora (não publicado).

Aranda I., Castro L., Pardos M., Gil L., Pardos J.A. (2005). Effects of the interaction between drought and shade on water relations, gas exchange and morphological traits in cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings. Elsevier. *Forest Ecology and Management*, 210: 117-129.

Aranda I., Pardos M., Puértolas J., Jiménez M.D., Pardos J.A. (2007). Water-use efficiency in cork oak (*Quercus suber*) is modified by the interaction of water and light availabilities. *Tree Physiology*, 27: 671-677.

Barrico L., Rodríguez-Echeverría S., Freitas H. (2010). Diversity of soil basidiomycete communities associated with *Quercus suber* L. in Portuguese *montados*. Elsevier. *European Journal of Soil Biology*, 46: 280-287.

Barros M.C.O., Calado N., Gomes A.A., Inacio M.L., Lopes F.J., Marcelino A.C., Sousa E.M.R., Varela M.C. (2006). Boas práticas de gestão em sobreiro e azinheira. Direção Geral dos Recursos Florestais.

Bartolome J., Franch J., Plaixats J., Seligman, N.G. (1998). Diet selection by sheep and goats on Mediterranean heathwoodland range. *J. Range Manage*, 51: 383-391.

Blondel J. e Aronson J. (1999). *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford Univ Press, New York.



Bonet A. e Pausas J.G. (2004). Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. Kluwer Academic Publishers. Plant Ecology, 174: 257-270.

Brudvig L.A. (2008). Large-scale experimentation and oak regeneration. For Ecol Manag, 255:3017-18.

Canadell J., Jackson R.B., Ehleringer J.R., Mooney H.A., Sala O.E., Schulze E.D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. Oecologia, 108: 13.

Canteiro C., Pinto-Cruz C., Simões M.P., Gazarini L. (2011). Conservation of Mediterranean oak woodlands: understory dynamics under different shrub management. Agrofor Syst, 82: 161-171.

Cardillo E. e Bernal C.J. (2006). Morphological response and growth of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings at different shade levels. Elsevier. Forest Ecology and Management, 222: 296-301.

Cardoso J.C. (1974). A Classificação dos solos de Portugal - nova versão. Boletim de Solos do S.R.O.A., 17: 14-46.

Carreiras J.M.B., Pereira J.M.C., Pereira J.S. (2006). Estimation of tree canopy cover in evergreen oak woodlands using remote sensing. Elsevier. Forest Ecology and Management, 223: 45-53.

Carvalhosa A.B., Galopim Carvalho A.M. (1969). Carta Geológica de Portugal na Escala 1:50000. Notícia Explicativa da Folha 40-A. Serviços Geológicos de Portugal.

Castro H. e Freitas H. (2009). Above-ground biomass and productivity in the Montado: From herbaceous to shrub dominated communities. Elsevier. Journal of Arid Environments, 73: 506-511.

Castroviejo S., Aedo C., Cirujano S., Laínz M., Montserrat P., Morales R., Garmendia F.M., Navarro C., Paiva J., Soriano C. (1993). Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid. 730pp.

Catry F.X., Moreira F., Duarte I., Acácio V. (2009 ). Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. Springer. Eur J Forest Res, 128: 231-240.

CGE - Centro de Geofísica de Évora. [online] URL: (<http://www.cge.uevora.pt/>, acedido em 05 de novembro de 2011).

Chaves N., Sosa T., Escudero J.C. (2001). Plant growth inhibiting flavonoids in exudate of *Cistus ladanifer* and in associated soils. *J Chem Ecol*, 27: 623-31.

Chaves M.M., Maroco J.P., Pereira J.S. (2003). Understanding plant responses to drought from genes to the whole plant. *Funct. Plant. Biol.* 30: 239-264.

Clarke K.R. e Warwick R.M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. PRIMER-E. Plymouth, UK.

Cooper A. e McCann T. (2011). Cattle exclosure and vegetation dynamics in an ancient, Irish wet oakwood. *Plant Ecol*, 212: 79-90.

Crawley M.J. (1997). Plant-herbivore dynamics. In: Crawley, M.J (Ed.), *Plant Ecology*. Blackwell Science, Oxford, pp. 401-474.

David T.S. (2000). Intercepção da precipitação e transpiração em árvores isoladas de *Quercus rotundifolia* Lam. .Doutoramento em Engenharia Florestal. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia.

David T.S., Ferreira M.I., Cohen S., Pereira J.S., David J.S. (2004). Constraints on transpiration from an evergreen oak tree in southern Portugal. *Agric. Forest Meteorol.* 122: 193-205.

David T.S., Henriques M.O., Kurz-Besson C., Nunes J., Valente F., Vaz M., Pereira J.S., Siegwolf R., Chaves M.M., Gazarini L.C., David J.S. (2007). Water-use strategies in two co-occurring Mediterranean evergreen oaks: surviving the summer drought. *Tree Physiology*, 27: 793-803.

Eichhorn M.P., Paris P., Herzog F., Incoll L.D., Liagre F., Mantzanas K., Mayus M., Moreno G., Papanastasis V.P., Pilbeam D.J., Pisanelli A., Dupraz C. (2006). Silvoarable systems in Europe—past, present and future prospects. *Agrofor Syst*, 67: 29-50.

Faria T., García-Plazaola J.L., Abadía A., Cerasoli S., Pereira J.S., Chaves, M.M. (1996). Diurnal changes in photoprotective mechanisms in leaves of cork oak (*Quercus suber*) during summer. *Tree Physiology*, 16: 115-123.

Fischer S.F., Poschlod P., Beinlich B. (1996). Experimental studies on dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *J. Appl. Ecol.*, 33: 1206-1222.

Fırıncıoğlu H.K., Seefeldt S.S., Sahin B. (2007). The Effects of Long-Term Grazing Exclosures on Range Plants in the Central Anatolian Region of Turkey. *Environment Management*, 39: 326-337.

Franco J.A. (1971). Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Lycopodiaceae-Umbelliferae, Vol. 1. Edição do autor, Lisboa. 648 pp.

Franco J.A. (1984). Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Clethraceae-Compositae, Vol. 2. Edição do autor, Lisboa. 660 pp.

Franco J.A., Rocha-Afonso M. (1994). Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Alismataceae- Iridaceae. Vol. 3. Fasc.I. Escolar Editora, Lisboa. 181 pp.

Franco J.A., Rocha-Afonso M. (1998). Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). Gramineae. Vol. 3. Fasc.II. Escolar Editora, Lisboa. 283 pp.

Franco J.A., Rocha-Afonso M. (2003). Nova Flora de Portugal (Continente e Açores) Juncaceae-Orchidaceae, Vol. 3. Fasc. III. Escolar Editora, Lisboa. 198pp.

Gómez- Aparicio L., Gómez J.M., Zamora R., Boettinger J.L. (2004a). Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 16: 191-198.

Gómez- Aparicio L., Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J., Baraza E. (2004b). Applying plant facilitation to forest restoration: a meta analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol. Appl.*, 14: 1128-1138.

Gonzalez, G.L. (1995). La Guia de Incafo de los Arboles y Arbustos de la Peninsula Iberica. ISBN: 84-85389-34-4, Madrid.

Gordon D.R. e Rice K.J. (2000). Competitive suppression of *Quercus douglasii* (Fagaceae) seedling emergence and growth. *American Journal of Botany*, 87(7): 986-994.

Granier A. (1985). Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Ann. Sci .Forest.* 42: 193-200.

Granier A. (1987a). Mesure du flux de sève brute dans le tronc du Douglas-fir par une nouvelle méthode thermique. *Ann. Sci .Forest.* 44: 1-14.

Granier A. (1987b). Evaluation of transpiration in a Douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Physiology*, 3: 309-320.

Hadar L. (1996). The Impact of Heavy Grazing and Shrub Clearing on Herbaceous Community Structure, Species Composition and Diversity in a Mediterranean Garrigue. MSc Thesis. The Hebrew University of Jerusalem.

Haynes R.J. e Williams P.H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Adv. Agron.*, 49: 119-199.

Herrera J. (1995). Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *For Ecol Manage*, 76: 197-201.

Hofmann, R.R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78: 443-457.

IGC (1969). Carta Geológica de Portugal. Folha 40-A, Évora, 1:50 000. Instituto Geográfico Cadastral, Lisboa.

IMP - Instituto de Meteorologia de Portugal [online] URL: (<http://www.meteo.pt/pt/oclima/clima.normais/007/>, acedido em 10 de Setembro de 2011).

Infante J.M., Domingo F., Fernández Alés R., Joffre R., Rambal S. (2003). *Quercus ilex* transpiration as affected by a prolonged drought period. *Biologia Plantarum*, 46(1): 49-55.

Johnson P.S., Shifley S.R., Rogers R. (2002). The ecology and silviculture of oaks. CABI Publishing. New York.

Joffre R., Rambal S., Ratte J.P. (1999). The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems*, 45: 57-79.

Joffre R. e Rambal S. (2002). Mediterranean ecosystems. *Nature. Encyclopedia of life Sciences*. Disponível em: [www.els.net](http://www.els.net)

Kelly D.L. (2002). The regeneration of *Quercus petraea* (sessile oak) in southwest Ireland: a 25-year experimental study. *For Ecol Manag*, 166: 207-226.

Katerji N. (1997). Les indicateurs de l'état hydrique de la plante. In: Riou C., Bonhomme R., Chassin P., Neveu A., Papy F. (ed.). *L'Eau dans l'Espace Rural*. INRA. Paris, 169-177.

Körner C.H. e Cochrane P.M. (1985). Stomatal responses and water relations of *Eucalyptus pauciflora* in summer along an elevation gradient. *Oecologia*, 66: 443-455.

Kurz-Besson C., Otieno D., Lobo do Vale R., Siegwolf R., Schmidt M., Herd A., Nogueira C., David T.S., David J.S., Tenhunen J., Pereira J.S., Chaves M. (2006).

Hydraulic lift in cork oak trees in a savannah-type Mediterranean ecosystem and its contribution to the local water balance. Springer. Plant and soil, 282: 361-378.

Leiva M.J. e Fernández-Alés R. (2003). Post-dispersive losses of acorns from Mediterranean savannah-like forests and shrublands. Elsevier. Forest Ecology and Management, 176: 265-271.

Leuning R. (1995). A critical appraisal of a combined stomatal-photosynthesis model for C<sub>3</sub> plants. *Plant, Cell Environ.* 18: 339-355.

Lourenço M.J., Nunes A.M., Sampaio T., Varela M.C., Chambel, M.R., Faria C., Pereira J.S., Almeida M.H. (2005) Five years results of provenance trials of *Quercus suber* in Portugal. In Congresso Internacional “Sobrais, Fábricas e Comerciantes. Passado, Presente e Futuro da Actividade Corticeira. Palafrugell, Espanha, 16-18.

Lobón N.C., Gallego J.C., Díaz T.S., García J.C. (2002). Allelopathic potential of *Cistus ladanifer* chemicals in response to variations of light and temperature. *Chemoecology*, 12: 139-45.

Lu P., Urban L., Ping Z. (2004). Granier's Thermal dissipation probe (TDP). Method for measuring sap flow in trees: Theory and Practice. *Acta Botanica Sinica*, 46(6): 631-646.

Malo J.E. e Suarez F. (1995). Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa. *Oecologia*, 104: 246-255.

Maltez-Mouro S., García L.V., Freitas H. (2009). Influence of forest structure and environmental variables on recruit survival and performance of two Mediterranean tree species (*Quercus faginea* L. and *Q. suber* Lam.). *Eur J Forest Res*, 128: 27-36.

Martínez-Vilalta J., Prat E., Oliveras I., Piñol J. (2002). Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species. *Oecologia*, 133: 19-29.

Martínez-Vilalta J., Mangirón M., Ogaya R., Sauret M., Serrano L., Peñuelas J., Piñol J. (2003). Sap flow of three co-occurring Mediterranean species under varying atmospheric and soil water conditions. *Tree physiology*, 23: 747-758.

Massei G., Genov P.V., Staines B.W. (1996). Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica*. Vol. 41(3): 307-320.

McCreary D.D. (2001). Regenerating rangelands oaks in California. Publication #21601. Oakland: University of California Agriculture and Natural Resources Communication Services.

Medrano H., Flexas J., Galmés J. (2008). Variability in water use efficiency at the leaf level among Mediterranean plants with different growth forms. Springer. Plant Soil, 317: 17-29.

Milchunas D.G., Sala O.E., Lauenroth W.K. (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. Am. Nat., 132: 87-106.

Miranda P., Coelho F.E.S., Tomé A.R., Valente M.A. (2002). 20<sup>th</sup> century Portuguese climate and climate scenarios. In: Santos FD, Forbes K, Moita R, Eds. Climate change in Portugal. Scenarios, impacts and adaptation measures - SIAM Project. Lisboa: Gradiva, 23-83.

Montalvo J., Casado M.A., Levassor C., Pineda F.P. (1993). Species diversity patterns in Mediterranean grasslands. J. Veg. Sci., 4: 213-222.

Montero G. e Cañellas I. (2003). Selvicultura de los Alcornocales en España. Silva Lusitana, 11(1): 1-19.

Moreno G., Obrador J.J., García E., Cubera E., Montero M.J., Pulido F., Dupraz C. (2007). Driving competitive and facilitative interactions in oak dehesas through management practices. Agrofor Syst, 70: 25-40.

Nardini A. e Tyree M.T. (1999). Root and shoot hydraulic conductance of seven *Quercus* species. Ann. For. Sci., 56: 371-377.

Navas M.-L. e Garnier E. (2002). Plasticity of whole plant and leaf traits in *Rubia peregrina* in response to light, nutrient and water availability. Acta OEcologica, 23: 375-383.

Niinemets Ü., Sonninen E., Tobias M. (2004). Canopy gradients in leaf intercellular CO<sub>2</sub> mole fractions revisited: interactions between leaf irradiance and water stress need consideration. Plant Cell Environ., 27: 569-583.

Noy-Meir I. (1995). Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. J. Veg. Sci., 6: 701-710.

Noy-Meir I. (1998). Effects of grazing on Mediterranean grasslands: the community level. In: Papanastasis, V.P., Peter, D. (Eds.), Ecological Basis of Livestock Grazing in Mediterranean Ecosystems. European Communities, Luxemburg, pp. 27-39.

Olf H. e Ritchie M.E. (1998). Effects of herbivores in grassland plant diversity. Trends Ecol. Evol., 13: 261-265.

Oliveira G., Correia O.A., Martins-Loução M.A., Catarino F.M. (1992). Water relations of cork-oak (*Quercus suber* L.) under natural conditions. Vegetatio, 99/100: 199-208.

Oliveira M.G. (1995). Autecologia do sobreiro (*Quercus suber*, L.) em montados portugueses. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa. 162 pp.

Ortega M., Levassor C., Peco B. (1996). Seasonal dynamics of Mediterranean seed banks along environmental gradients. J. Biogeogr., 24: 177-195.

Papanastasis V.P., Kyriakakis S., Kazakis G. (2002). Plant diversity in relation to overgrazing and burning in mountain mediterranean ecosystems. Journal of Mediterranean Ecology, 3(2-3): 53-63.

Papanikolaou A.D., Fyllas N.M., Mazaris A.D., Dimitrakopoulos P.G., Kallimanis A.S., Pantis J.D. (2011). Grazing effects on plant functional group diversity in Mediterranean shrublands. Springer. Biodivers Conserv. DOI 10.1007/s10531-011-0112-2.

Pausas J.G., Ribeiro E., Dias S.G., Pons J., Beseler C. (2006). Regeneration of a marginal *Quercus suber* forest in the eastern Iberian Peninsula. Journal of Vegetation Science, 17: 729-738.

Pausas J.G., Marañón T., Caldeira M., Pons J. (2009). Natural regeneration. In: Aronson J., Pereira J.S., Pausas J.G., Eds. Cork oak woodlands on the edge, ecology, adaptive management, and restoration. Washington (DC): Island Press. 115-28.

Peco B., Espigares T., Levassor C. (1998). Trends and fluctuations in species abundance and richness in Mediterranean pastures. Appl. Veg. Sci., 1: 21-28.

Peco B., De Pablos I., Traba J., Levassor C. (2005). The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: the case of *dehesa*. Basic Appl. Ecol., 6 (2): 175-183.

Peco B., Sánchez A.M., Azcárate F.M. (2006). Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. Elsevier. Agriculture, Ecosystems and Environment, 113: 284-294.

Pereira, I. (2003). Influência da copa de *Quercus rotundifolia* Lam. na estrutura do coberto, interceptação da radiação, relações hídricas e microclima em *Cistus salviifolius*. Tese de Doutorado. Universidade de Évora, Évora.

Pereira J.S., David J.S., David T.S., Caldeira M.C., Chaves M.M. (2004). Carbon and water fluxes in Mediterranean-type ecosystems: constraints and adaptations. *Progress in Botany*, 65: 467-498.

Pereira P.M. e Pires da Fonseca M. (2003). Nature vs. nurture: the making of the montado ecosystem. *Conservation Ecology* 7(3): 7. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss3/art7/>

Pérez-Ramos I.M., Zavala M.A., Marañón T., Díaz-Villa M.D., Valladares F. (2008). Dynamics of understorey herbaceous plant diversity following shrub clearing of cork oak forests: A five-year study. *Elsevier. Forest Ecology and Management*, 255: 3242-3253.

Plessis M.A., Weathers W.W., Koenig W.D. (1994). Energetic benefits of communal roosting by acorn woodpeckers during nonbreeding season. *The Cooper Ornithological Society. The Condor*, 96: 631-637.

Plieninger T. (2007). Compatibility of livestock grazing with stand regeneration in Mediterranean holm oak parklands. *J Nat Conserv*, 15: 1-9.

Plieninger T., Pulido F.J., Schaich H. (2004). Effects of land-use and landscape structure on holm oak recruitment and regeneration at farm level in *Quercus ilex* L. dehesas. *Elsevier. Journal of Arid Environments*, 57: 345-364.

Plieninger T., Rolo V., Moreno G. (2010). Large-Scale Patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber*, and *Quercus pyrenaica* Regeneration in Central- Western Spain. *Ecosystems*, 13: 644-660.

Pons J. e Pausas J.G. (2006). Oak regeneration in heterogeneous landscapes: the case of fragmented *Quercus suber* forests in the eastern Iberian Peninsula. *Elsevier. Forest Ecology and Management*, 231: 196-204.

Puerto A., Rico M., Matias M.D., Garcia J.A. (1990). Variation in structure and diversity in Mediterranean grasslands related to trophic status and grazing intensity. *Journal of Vegetation Science*, 1: 445-452.

Pulido F., Díaz M., Hidalgo de Trucios S.J. (2001). Size structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long- term sustainability. *Elsevier. Forest Ecology and Management*, 146: 1-13.



Pulido F. e Díaz M. (2005). Regeneration of a Mediterranean oak: a whole cycle approach. *Ecoscience*, 12: 92-102.

Quero J.L., Villar R., Marañón T., Zamora R. (2006). Interactions of drought and shade effects on seedlings of four *Quercus* species: physiological and structural leaf responses. *New Phytologist*, 170: 819-834.

Puerta- Piñero C., Gómez J.M., Valladares F. (2007). Irradiance and oak seedling survival and growth in a heterogeneous environment. *Forest Ecology and Management*, Volume 242 (2-3): 462-469.

Rambal S., Damesin C., Joffre R., Méthy M., Lo Seen D. (1996). Optimization of carbon gain in canopies of Mediterranean evergreen oaks. *Ann. Sci. Forest.* 53: 547-560.

Ramirez J.A. e Díaz M. (2008). The role of temporal shrub encroachment for the maintenance of Spanish holm oak *Quercus ilex* dehesas. *Elsevier. Forest Ecology and Management*, 255: 1976-1983.

Raunkjaer C. (1934). The life forms of plants and statistical geography. Oxford, 62.

Rey Benayas J.M., Navarro J., Espigares T. (2005). Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. *Forest Ecol Manage* : 302-14.

Richter H. (1997). Water relations of plants in the field: some comments on the measurement of selected parameters. *J. Exp. Bot.* 87: 1287-1299.

Rivas-Martínez S., Sánchez-Mata D., Costa M. (1999). North American Boreal and Western Temperate Forest Vegetation. *Itinera Geobotanica*, 12: 5-316.

Rivas-Martínez S., Aguiar C., Costa J.C., Costa M., Jansen J., Ladero M., Lousã M., Pinto-Gomes C. (2000). Dados sobre a vegetação da Serra da Estrela. Guia do itinerário geobotânico dos III Encontros de Fitossociologia. *Quercetea* 2: 3-63.

Rivas-Martínez S. (2004a). Global Bioclimatics (Clasificación Bioclimática de la Tierra). Disponível em: <http://www.ucm.es/info/cif/book/bioc/bioc2.pdf> (acedido em 2 de Setembro de 2011).

Rivas-Martínez S. (2004b). Sinopsis biogeográfica, bioclimática y vegetal de América del Norte. *Fitosociologia*, 41(1) supl. 2: 19-52.

Rivas-Martínez S. (2005). Avances en Geobotánica. Discurso de Apertura del Curso Académico de la Real Academia Nacional de Farmacia del año 2005. Disponível em: <http://www.ucm.es/info/cif/book/ranf2005.pdf> (acedido em 2 de Setembro de 2011).

Rogosic J., Pfister J.A., Provenza F.D., Grbesa D. (2006). Sheep and goat preference for and nutritional value of Mediterranean maquis shrubs. Elsevier. Small Ruminant Research, 64: 169-179.

Sá, C. (2001). Influência do coberto arbóreo (*Quercus suber* L.) em processos ecofisiológicos da vegetação herbácea em área de montado. Dissertação de doutoramento, Universidade de Évora, Évora. 206 pp.

Sala, A. e Tenhunen, J.D. (1996). Simulations of canopy net photosynthesis and transpiration in *Quercus ilex* L. under the influence of seasonal drought. Agric. Forest Meteorol., 78: 203-222.

Scholander P.F., Hammel H.T., Bradstreet D.D., Hemmingsen A. (1965). Sap pressure in vascular plants. Science, 148: 339-346.

Sankaran M., Ratnam J., Hanan N.P. (2004). Tree-grass coexistence in savannas revisited – insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. Ecol. Lett., 7: 480-490.

Schulze E.D. (1986). Carbon dioxide and water vapor exchange in response to drought in the atmosphere and in the soil. Ann. Rev. Plant Physiol., 37: 247-274.

Schulze E.D., Turner N.C., Gollan T., Shakel K.A. (1987). Stomatal responses to air humidity and soil drought. In: Zeiger, E., Farquhar, G.D. e Cowan, I.R. (eds) Stomatal function. Stanford University Press, Stanford. pp. 311-321.

Shea K., Roxburgh S.H., Rauschert E.S.J. (2004). Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. Ecol Lett, 7: 491-508.

Smith D.M. e Allen S.J. (1996). Measurement of sap flow in plant stems. Journal of Experimental Botany, 47(305): 1833-1844.

Sousa E.M.R., Santos M.N.S., Varela M.C., Henriques J. (2007). Perda de vigor dos montados de sobro e azinho: análise da situação e perspectivas. Direcção Geral dos Recursos Florestais. Documento síntese.

Sperry J.S. (2000). Hydraulic constraints on plant gas exchange. Elsevier. Agricultural and Forest Meteorology, 104: 13-23.

Sperry J.S., Hacke U.G., Oren R., Comstock J.P. (2002). Water deficits and hydraulic limits to leaf water supply. *Plant, Cell Environ.*, 25: 251-263.

SROA. (1969). Carta dos Solos de Portugal. Folha 40-A, Évora. 1:50 000. Serviço de Reconhecimento e de Ordenamento Agrário, Lisboa.

Steinauer E.M. e Collins S.L. (1995). Effects of urine deposition on small scale patch structure in prairie vegetation. *Ecology*, 76: 1195-1205.

Sternberg M., Gutman M., Perevolotsky A., Ungar E.D., Kigel, J. (2000). Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: A functional group approach. *Journal of Applied Ecology*, 37: 224-237.

Tenhunen J.D., Lange O.L., Gebel J., Beyschlag W., Weber J.A. (1984). Changes in photosynthetic capacity, carboxylation efficiency, and CO<sub>2</sub> compensation point associated with midday stomatal closure and midday depression of net CO<sub>2</sub> exchange of leaves of *Quercus suber*. *Planta*, 162: 193-203.

Tofts R.J. (2004). *Geranium robertianum* L. *Journal of Ecology*, 92: 537-555.

Tyree M.T. e Sperry J.S. (1988). Do woody plants operate near the point of catastrophic xylem dysfunction caused by dynamic water stress? Answers from a model. *Plant Physiol.*, 88: 574-580.

Tardieu F. e Davies W.J. (1993). Integration of hydraulic and chemical signaling in the control of stomatal conductance and water status of droughted plants. *Plant, Cell and Environment*, 16: 341-349.

Valdés B., Talavera S., Fernández-Galiano E. (1987). *Flora Vascular de Andalucía Occidental*. Ketres Ed., Barcelona.

Valladares F., Wright S.J., Lasso E., Kitajima K., Pearcy R.W. (2000). Plastic phenotypic response to light of 16 congeneric shrubs from a Panamanian rainforest. *Ecology*, 81: 1925-1936.

Verheyden A., Dahdouh-Guebas F., Thomae K., Genst W., Hettiarachi S., Koedam N. (2002). High resolution vegetation data for mangrove research as obtained from aerial photography. Kluwer Academic Publishers. *Environment, Development and Sustainability*, 4: 113-133.

Vaz M., Pereira J.S., Gazarini L.C., David T.S., David J.S., Rodrigues A., Maroco J., Chaves M.M. (2010). Drought-induced photosynthetic inhibition and autumn recovery in two

Mediterranean oak species (*Quercus ilex* and *Quercus suber*). *Tree Physiology*, 30: 946–956.

Vaz M., Maroco J., Ribeiro N., Gazarini L.C., Pereira J.S., Chaves M.M. (2011). Leaf-level responses to light in two co-occurring *Quercus* (*Quercus ilex* and *Quercus suber*): leaf structure, chemical composition and photosynthesis. *Agroforest Syst*, 82: 173-181.

Vaz M., Cochard H., Gazarini L., Graça J., Chaves M.M., Pereira J.S. (2012). Cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings acclimate to elevated CO<sub>2</sub> and water stress: Photosynthesis, Growth, Wood Anatomy and Hydraulic Conductivity. *Trees, Structure and Function* (DOI: 10.1007/s00468-012-0691-x).

Zar J. (1999). *Biostatistical analysis* (4th ed) Prentice-Hall Inc., Englewood Cliff.

Sítios da Internet:

[www.PlantSensors.com](http://www.PlantSensors.com) (acedido em 2 de setembro de 2011).

## **Anexos**

## Anexo I

**Quadros para caracterização bioclimática e definição dos correspondentes ombrotipos, baseada nos trabalhos de Rivas-Martínez (2004a, 2004b, 2005).**

<b>Horizontes dos termotipos</b>	<b>It, Itc</b>
Inframediterrânico inferior	515-580
Inframediterrânico superior	450-515
Termomediterrânico inferior	400-450
Termomediterrânico superior	350-400
Mesomediterrânico inferior	285-350
Mesomediterrânico superior	220-285
Supramediterrânico inferior	150-220
Supramediterrânico superior	(120)-150
Oromediterrânico inferior	-
Oromediterrânico superior	-
Criomediterrânico inferior	-
Criomediterrânico superior	-

**Quadro 1.** Horizontes dos termotipos reconhecidos no macroclima mediterrânico

<b>Tipos</b>	<b>Subtipos</b>	<b>Ic</b>
Hiperocênico	Ultra-hiperocênico	0 - 4
	Eu-hiperocênico	4 - 8
	Sub-hiperocênico	8 - 11
Oceânico	Semi-hiperocênico	11 - 14
	Euocênico	14 - 17
Continental	Semicontinental	17 - 21
	Subcontinental	21 - 28
	Eucontinental	28 - 46
	Hipercontinental	46 - 66

**Quadro 2.** Tipos e subtipos de continentalidade simples (Ic) reconhecidos na Terra

<b>Horizontes dos ombrotipos</b>	<b>Io</b>
Ultra-hiperárido inferior	0.0-0.1
Ultra-hiperárido superior	0.1-0.2
Hiperárido inferior	0.2-0.3
Hiperárido superior	0.3-0.4
Árido inferior	0.4-0.7
Árido superior	0.7-1.0
Semiárido inferior	1.0-1.5
Semiárido superior	1.5-2.0
Seco inferior	2.0-2.8
Seco superior	2.8-3.6
Sub-húmido inferior	3.6-4.8
Sub-húmido superior	4.8-6.0
Húmido inferior	6.0-9.0
Húmido superior	9.0-12.0
Hiper-húmido inferior	12.0-18.0
Hiper-húmido superior	18.0-24.0
Ultra-hiper-húmido	>24.0

**Quadro 3.** Horizontes dos ombrotipos reconhecidos nos macroclimas da Terra

<b>Bioclimas</b>	<b>Ic</b>	<b>Io</b>
M. pluviestacional oceânico	$\leq 21$	>2.0
M. pluviestacional continental	>21	>2.0
M. xérico oceânico	$\leq 21$	1.0-2.0
M. xérico continental	>21	1.0-2.0
M. desértico oceânico	$\leq 21$	0.2-1.0
M. desértico continental	>21	0.2-1.0
M. hiperdesértico oceânico	$\leq 21$	<0.2
M. hiperdesértico continental	>21	<0.2

**Quadro 4.** Bioclimas reconhecidos no macroclima mediterrânico

## Anexo II

### Listagem de espécies

Na inventariação da vegetação identificaram-se 72 espécies, das quais 57 são herbáceas e 15 espécies lenhosas, num total de 29 famílias. Para cada táxon inclui-se a seguinte informação: família e tipo fisionómico.

Espécie	Família	Tipo fisionómico
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	<i>Anacardiaceae</i>	Microfanerófito
<i>Arisarum vulgare</i> O. Targ. Tozz.	<i>Araceae</i>	Geófito
<i>Aristolochia pistolochia</i> L.	<i>Aristolochiaceae</i>	Hemicriptófito
<i>Campanula lusitanica</i> L.	<i>Campanulaceae</i>	Terófito
<i>Cerastium glomeratum</i> (L.) Thuill.	<i>Caryophyllaceae</i>	Terófito
<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	<i>Caryophyllaceae</i>	Terófito
<i>Moenchia erecta</i> (L.) P. Gaertner	<i>Caryophyllaceae</i>	Terófito
<i>Paronychia cymosa</i> (L.) DC.	<i>Caryophyllaceae</i>	Terófito
<i>Silene scabriflora</i> Brot.	<i>Caryophyllaceae</i>	Terófito
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	<i>Caryophyllaceae</i>	Terófito
<i>Cistus crispus</i> L.	<i>Cistaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Cistus ladanifer</i> L.	<i>Cistaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	<i>Cistaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Cistus salviifolius</i> L.	<i>Cistaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Tuberaria guttata</i> (L.) Fourr.	<i>Cistaceae</i>	Terófito
<i>Aetheorhiza bulbosa bulbosa</i> (L.) Cass.	<i>Compositae</i>	Hemicriptófito
<i>Andryala integrifolia</i> L.	<i>Compositae</i>	Hemicriptófito
<i>Centaurea melitensis</i> L.	<i>Compositae</i>	Terófito
<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Rchb. f.	<i>Compositae</i>	Terófito
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	<i>Compositae</i>	Terófito
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	<i>Compositae</i>	Terófito
<i>Senecio vulgaris</i> L.	<i>Compositae</i>	Terófito



<i>Sonchus tenerrimus</i> L.	<i>Compositae</i>	Terófito
<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertner	<i>Compositae</i>	Terófito
<i>Diplotaxis catholica</i> (L.) DC.	<i>Cruciferae</i>	Terófito
<i>Cytinus hypocistis</i> L.	<i>Cytinaceae</i>	Geófito
<i>Tamus communis</i> L.	<i>Dioscoreaceae</i>	Geófito
<i>Arbutus unedo</i> L.	<i>Ericaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Quercus coccifera</i> L.	<i>Fagaceae</i>	Nano- ou Microfanerófito
<i>Quercus ilex</i> ssp. <i>rotundifolia</i> Lam.	<i>Fagaceae</i>	Mesofanerófito
<i>Geranium robertianum</i> L.	<i>Geraniaceae</i>	Terófito
<i>Agrostis castellana</i> Boiss & Reuter	<i>Gramineae</i>	proto-Hemicriptófito
<i>Avena sterilis</i> L.	<i>Gramineae</i>	Terófito
<i>Briza maxima</i> L.	<i>Gramineae</i>	Terófito
<i>Briza minor</i> L.	<i>Gramineae</i>	Terófito
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	<i>Gramineae</i>	Terófito
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	<i>Gramineae</i>	Hemicriptófito
<i>Gastridium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell.	<i>Gramineae</i>	Terófito
<i>Holcus setiglumis</i> Boiss. & Reut.	<i>Gramineae</i>	Terófito
<i>Lolium rigidum</i> L.	<i>Gramineae</i>	Hemicriptófito
<i>Vulpia geniculata</i> L.	<i>Gramineae</i>	Terófito
<i>Hypericum humifusum</i> L.	<i>Guttiferae</i>	Hemicriptófito
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	<i>Labiatae</i>	Nanofanerófito
<i>Stachys arvensis</i> L.	<i>Labiatae</i>	Terófito
<i>Biserrula pelecinus</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Terófito
<i>Coronilla scorpioides</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Terófito
<i>Lotus subbiflorus</i> Lag.	<i>Leguminosae</i>	Terófito
<i>Ornithopus compressus</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Terófito
<i>Ornithopus pinnatus</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Terófito

<i>Psoralea bituminosa</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Caméfito
<i>Scorpiurus vermiculatus</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Terófito
<i>Vicia lutea</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Terófito
<i>Vicia sativa</i> L.	<i>Leguminosae</i>	Terófito
<i>Asparagus aphyllus</i> L.	<i>Liliaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	<i>Liliaceae</i>	Geófito
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	<i>Liliaceae</i>	Geófito
<i>Myrtus communis</i> L.	<i>Myrtaceae</i>	Microfanerófito
<i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i> Brot.	<i>Oleaceae</i>	Mesofanerófito
<i>Phyllirea angustifolia</i> L.	<i>Oleaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	<i>Orchidaceae</i>	Geófito
<i>Serapias parviflora</i> Parl.	<i>Orchidaceae</i>	Geófito
<i>Rumex angiocarpus</i> L.	<i>Polygonaceae</i>	Hemicriptófito
<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	<i>Polygonaceae</i>	Hemicriptófito
<i>Anagallis arvensis</i> L.	<i>Primulaceae</i>	Caméfito
<i>Asterolinum linum-stellatum</i> (L.) Duby	<i>Primulaceae</i>	Terófito
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	<i>Rosaceae</i>	Hemicriptófito
<i>Galium aparine</i> L.	<i>Rubiaceae</i>	Terófito
<i>Galium minutulum</i> (L.) Jordan	<i>Rubiaceae</i>	Terófito
<i>Rubia peregrina</i> L.	<i>Rubiaceae</i>	Caméfito
<i>Veronica officinalis</i> L.	<i>Scrophulariaceae</i>	Caméfito
<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Thymelaeaceae</i>	Nanofanerófito
<i>Centranthus calcitrapae</i> (L.) Dufresne	<i>Valerianaceae</i>	Terófito